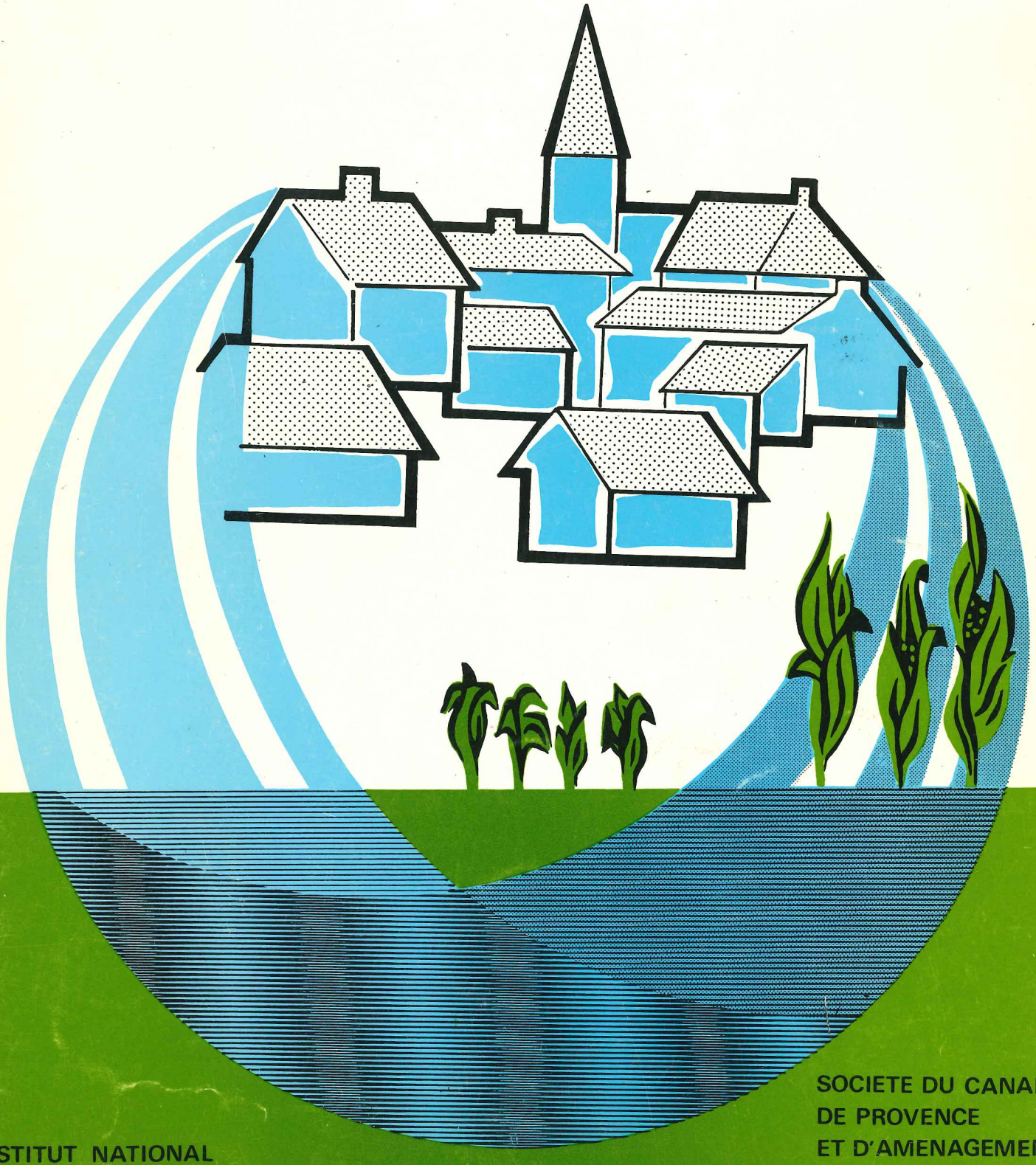
AGENCE DE BASSIN RHONE - MEDITERRANEE - CORSE

DUMAS

D3408

POSSIBILITES D'EPANDAGE DES EAUX USEES URBAINES ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE•



INSTITUT NATIONAL
DE LA RECHERCHE
AGRONOMIQUE

1979

SOCIETE DU CANAL
DE PROVENCE
ET D'AMENAGEMENT
DE LA REGION
PROVENÇALE

SOMMAIRE GENERAL

Page

I - AVANT PROPOS 5

II - CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES URBAINES 7

1 - Importance des rejets 9

2 - Principaux polluants "

3 - Micro-éléments minéraux 15

3.1. Généralités "

3.2. Teneur des eaux usées urbaines en micro-éléments 17

3.3. Conclusions 19

4 - Agents pathogènes 22

4.1. Inventaire des agents pathogènes "

4.2. Efficacité des traitements en station pour l'élimination des agents pathogènes 24

5 - Conclusion 26

5.1. Les effluents urbains "types" "

5.2. Connaissances à acquérir 28

III - ASPECTS THEORIQUES DE L'EPANDAGE 29

1 - Efficacité épuratrice du sol 33

1.1. Remarques préliminaires "

1.2. Eléments recyclables par l'atmosphère 34

1.3. Eléments non recyclables par l'atmosphère 51

1.4. Efficacité de l'épandage vis-à-vis des agents pathogènes 56

2 - L'utilisation du sol et ses contraintes 70

2.1. Incidences de l'épandage sur les propriétés physiques des sols "

2.2. Aptitude des sols à l'épandage 72

3 - L'utilisation de l'eau par les cultures 86

3.1. Les déficits climatiques en France "

3.2. Consommation maxima en eau des cultures 87

3.3. Calcul des besoins en eau des cultures 91

3.4. Conséquences des excès d'eau L'ennoyage des sols et des cultures 93

4 - Valeur fertilisante des eaux usées urbaines 100

4.1. Composition en éléments fertilisants majeurs "

4.2. Utilisation agricole des eaux usées urbaines et des boues 103

4.3. Fertilisation des végétaux aquatiques avec des eaux usées 120

4.4. Conclusions 122

5 - Contraintes dues à l'apport de minéraux 123

5.1. Contraintes dues aux macroéléments "

5.2. Contraintes dues aux microéléments (métaux lourds) 139

IV - ETUDES DE CAS 153

1 - Epandage par irrigation 155

1.1. Pennsylvania State University (U.S.A.) "

1.2. Muskegon (U.S.A.) 166

1.3. Golden Gate Park - San Francisco (U.S.A.) 181

1.4. Tallahassee (U.S.A.) 186

1.5. St Charles (U.S.A.) 197

1.6. Braunschweig (Allemagne Fédérale) 199

1.7. Debrecen (Hongrie) 209

1.8. Mexico (Mexique) 213

1.9. Tilburg (Pays-Bas) 224

2 - Epandage par ruissellement contrôlé 228

2.1. Melbourne (Australie) "

2.2. Ada (U.S.A.) 237

3 - Epandage par infiltration-percolation 244

3.1. Flushing Meadows - Phoenix (U.S.A.) "

3.2. Dan Region Project - Tel Avis (Israël) 253

V - ASPECTS PRATIQUES DE L'EPANDAGE 261

1 - Généralités 263

2 - Réalisation pratique de l'épandage 266

2.1. L'irrigation "

2.2. Le ruissellement contrôlé 284

2.3. L'infiltration-percolation 291

2.4. Choix d'une technique d'épandage 305

3 - Etudes préalables et contrôles des épandages 311

3.1. Etudes préalables "

3.2. Méthodes de contrôle de l'épandage 316

4 - Contraintes liées à l'épandage 319

4.1. Contraintes foncières "

4.2. Contraintes économiques 321

4.3. Contraintes psycho-sociologiques 330

VI - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 333

1 - Rappel des possibilités techniques 335

1.1. Les procédés disponibles "

1.2. Rappel des risques potentiels dus à l'épandage 337

2 - Rappel des contraintes liées à l'épandage 341

2.1. Contraintes liées aux risques "

2.2. Autres contraintes "

3 - Recommandations "

3.1. Politique de l'eau et épandage 342

3.2. Etudes et expérimentations-pilotes nécessaires "

3.3. Recherches à encourager 344

VII - ANNEXES 347

1 - Bibliographie relative aux aspects théoriques de l'épandage 349

2 - Données techniques générales 364

2.1. Formules d'évapotranspiration potentielle les plus utilisées "

2.2. La valorisation de l'irrigation 366

3 - Liste et adresses des auteurs de l'étude 370

AVANT PROPOS

La production et la collecte accrues d'eaux résiduaires urbaines, ainsi que la nécessité impérative de protéger les ressources en eau du Pays conduisent à intensifier encore les efforts faits ces dernières années pour traiter les eaux résiduaires avant rejet dans le milieu naturel.

Parmi les procédés de traitement disponibles, l'épandage, bien que le plus ancien, est certainement celui dont les possibilités pratiques sont le moins bien connues et ... le moins bien utilisées.

C'est pourtant le procédé de traitement qui permet le meilleur recyclage des éléments par l'utilisation agricole de l'eau et des éléments fertilisants qu'elle contient.

L'épandage des effluents, au sens large du terme, peut se pratiquer selon trois modalités.

a) L'irrigation, qui apporte l'effluent à une dose et une fréquence en relation avec la consommation en eau de la plante et avec l'évaporation. Les doses journalières se situent en moyenne, sous climat méditerranéen et durant l'été, aux alentours de 50 m3 par hectare et par jour. Ces doses sont beaucoup plus faibles en dehors de la période de pointe. La quasi absence de percolation peut autoriser cette technique dans des conditions de milieu peu favorables : par exemple, l'irrigation de forêts sur terrain karstique, peut être ainsi pratiquée dans un but de lutte préventive contre les incendies.

L'irrigation à dose élevée (deux fois environ l'évapotranspiration), qui se pratique en présence d'une végétation, sur terrain à bon drainage naturel ou artificiel.

b) Le ruissellement contrôlé, utilisé sur sols peu perméables et sur prairie, peut recevoir des doses d'effluent plus importantes que l'irrigation.

c) L'infiltration-percolation : technique par laquelle de grands volumes d'effluent sont appliqués au sol, s'infiltrent et percolent à travers les pores de celui-ci. Elle exige un sol épais et très perméable et un bon drainage, elle n'est à pratiquer qu'avec précaution.

Mais si l'épandage a de larges possibilités, il a aussi des limites et la présente étude bibliographique sur les possibilités d'épandage d'eaux résiduaires vise à faire le point actuel en matière d'utilisation du sol comme système épurateur.

La première partie de l'étude est un bref rappel des caractéristiques des eaux résiduaires urbaines.

La deuxième partie est consacrée à l'aspect théorique de l'épuration par le sol, performances, limites, contraintes.

La troisième partie aborde les aspects pratiques de l'épandage selon les trois modalités principales : l'irrigation à faible dose ou à dose élevée, le ruissellement contrôlé et l'infiltration-percolation.

Des études de cas illustrent ce chapitre ; les données détaillées relatives à ces épandages ont été rapportées en annexe.

Enfin, les conclusions générales rappellent ce qu'il est possible de faire actuellement et attirent l'attention sur les recherches à effectuer, les perfectionnements à mettre au point.

Une présentation plus accessible pour les utilisateurs n'a pu être obtenue qu'au détriment d'un découpage "autoritaire" des manuscrits des dix personnes ayant participé à ce travail. C'est pourquoi il a paru juste et utile de conclure ce document par la liste des auteurs et leur adresse, en mentionnant les chapitres qu'ils avaient rédigés.

2

CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES URBAINES

- II -

CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES URBAINES

	Page
1 - Importance des rejets	9
2 - Principaux polluants	"
3 - Micro-éléments minéraux	15
3.1. Généralités	"
3.2. Teneur des eaux usées urbaines en micro-éléments	17
3.3. Conclusions	19
4 - Agents pathogènes	22
4.1. Inventaire des agents pathogènes	"
4.2. Efficacité des traitements en station pour l'élimination des agents pathogènes	24
4.2.1. Décantation primaire	"
4.2.2. Traitements secondaires aérobies	"
4.2.3. Traitements anaérobies	25
4.2.4. Désinfection avant rejet	"
4.2.5. Conclusion	26
5 - Conclusion	26
5.1. Les effluents urbains "types"	"
5.2. Connaissances à acquérir	28

1 - IMPORTANCE DES REJETS

L'importance des rejets urbains dépend de nombreux facteurs, notamment du type de réseau, unitaire ou séparatif, des industries raccordées ou non au réseau et surtout de la taille de l'agglomération.

On admet généralement (d'après Mémento Degrémont, 1972) des volumes journaliers par habitant de :

150 l pour moins de 10 000 usagers,
200 l de 10 000 à 50 000 usagers,
250 à 500 l pour plus de 50 000 usagers.

La production d'eau usée varie aussi au cours de la journée et dans la semaine (AFEE, 1975).

Compte tenu des variations possibles des rejets journaliers de 1 à 3, la mesure précise de la production d'eau usée s'imposera avant tout projet d'épandage.

2 - PRINCIPAUX POLLUANTS

Le tableau 1, tiré de multiples références (PAINTER, 1971 ; POUNDS et CRITES, 1973 ; BOND et STRAUB, 1974 ; OCDE, 1974 ; ALEXANDRE et al, 1976) indique simplement les écarts de composition d'effluents d'eaux urbaines plus ou moins traitées. Pour un même niveau de traitement, les grandes variations sont dues à la nature des rejets et l'importance relative des eaux industrielles dans les eaux domestiques.

Les tableaux 2, 3, 4, 5 présentent quelques exemples de composition d'eaux résiduaires de villes françaises allant de la grande ville (MARSEILLE) aux petites communes rurales. L'examen détaillé de ces tableaux indique que, en première approximation, les données du tableau 1 sont utilisables pour la France.

Ces tableaux appellent plusieurs remarques :

. La salinité de certaines eaux urbaines peut être beaucoup plus élevée que celles citées dans le tableau 1, par exemple, MARSEILLE qui pour son collecteur Sud, atteint une salinité moyenne de 4 400 µmhos.

A noter que la salinité des eaux n'est pratiquement pas affectée par les traitements d'épuration.

TABLEAU N° 1 : COMPOSITION DES EAUX USEES URBAINES

PARAMETRES	EAUX BRUTES	EFFLUENTS PRIMAIRES	EFFLUENTS SECONDAIRES	
			Etangs d'oxydation	Boues activées
Solides totaux mg/l	350-3 000 (1) (2)*			
Matières en suspension mg/l	100- 350 (1) (2)	100		
Matières dissoutes totales	250- 850 (1) (4)	930-1 300 (1)	200-230	605-1 235 (1)
Conductivité µmhos/cm	900-1 300 (2)	2 300-2 800 (1)	300-1 400	
DBO_5 mg/l	100- 500 (1) (2)	110- 390 (1) (5)	65-75 (1)	6-40 (1) (5)
DCO "	250-1 000 (1) (4)			31-78 (5)
N total "	20- 100 (1) (3)	21- 51 (1) (6)	15-40 (1)	12-13 (1)
N NH_4 "	12- 50 (1) (3)	11- 53 (1) (3)	0,8-18 (1)	5-30 (1) (5)
N NO_3 "	0- (1)	0-1 (1)	0-2,7 (1)	0-38 (1) (5)
P "	6- 20 (1) (4)	7-20 (1) (2)(6)	5,5-9,4 (1)	6,2-16 (1) (5)
S "	5- 10 (2) (4)	25-75 (1) (2)	3-180 (1)	20-110 (1)(5)
Cl "	20- 100 (1) (2)	68-528 (1) (5)	19-240 (1)	69-300 (1)(5)
Ca "	10- 40 (2) (4)	11-134 (1) (2)	23-122 (1)	17-110 (1)
Mg "	10- 40 (2) (4)	4-46 (1) (2)	1-91 (1)	26-47 (1)
K "	6- 15 (2) (4)	13-33 (1) (2)	7-21 (1)	13-36 (5)
Na "	40- 70 (4)	200-460 (1) (2)	38-390 (1)	100-260 (1)(5)
SAR "		6,8-8,9 (1)	2,1-7,4 (1)	3,0-7,4
Détergents ABS "	17 (2)	10 (4)	0,5 (4)	0,6-2,1 (6)

(1) POUNDS et CRITES 1973
(2) BOND et STRAUB 1974
(3) THOMANN et PORTIER 1976
(4) ALEXANDRE et al 1976
(5) PAINTER 1971
(6) Rapport OCDE 1974

* Chiffres minima et maxima d'un des auteurs cités en référence sur la même ligne.

PARAMETRES		Collecteur Sud			Collecteur de Luminy		
		minimum	maximum	moyenne	minimum	maximum	moyenne
Débit	(l/s)	55	104	80	6	25	14,8
pH		7,2	8,4	7,7	7,5	8,4	7,9
M.E.S.	(mg/l)	40	366	202	76	264	164
D.C.O.	(mg/l)	51	551	301	189	748	421
$D.B.O._5$	(mg/l)	29	263	143	90	320	183
N ammoniacal	(mg/l)	6	36	13,3	14	19	17,7
Phosphates	(mg/l)	4	17	7,1	13	27	19,7
Cyanures	(mg/l)	0,01	0,05	0,02	0	0,05	0,01
Détergents	(mg/l)	6	65	23,4	1	55	29,2
Phénols	(mg/l)	0,008	0,180	0,054	0,034	0,048	0,041
Chlorures	(mg/l	56	406	148	48	92	74
Ca^{++}	(mg/l)	109	143	121	66	93	81
Mg^{++}	(mg/l)	98	178	128	12	14	13
K^{+}	(mg/l)	50	80	58	6	20	15
Na^{+}	(mg/l)	400	1 200	645	24	66	47
Conductivité	(µmhos)	3 740	5 750	4 415	665	1 046	835
S.A.R.		6,2	15,8	9,2	0,6	2,1	1,3

TABLEAU 2 : COMPOSITION DES EFFLUENTS BRUTS DE LA VILLE DE MARSEILLE

MOIS	EAUX BRUTES			EAUX EPUREES				
	DCO mg/l	DBO mg/l	MES mg/l	DCO mg/l	DBO mg/l	MES mg/l	DEBIT D'EAU m3/J.	EQUIVALENT HABITANT
Juillet 1973	568	206	209	198	46,4	51,7	7.680	29.300
Août 1973	990	213	540	177	38	54	7.460	29.500
Septembre 1973	613	185	244	128	24,5	29,7	7.850	27.200
Novembre 1973	621	225	249	128	36,2	18,5	6.913	28.804
Janvier 1974	404	145	175	90	27	9	9.690	26.019
	530	225	235	135	27	20	8.150	33.958
	510	195	242	125	46	27	12.460	44.994
Février 1974	615	190	260	130	40	45	10.490	36.627
Mai 1974	580	200	272	147	23	20	5.140	19.037
	645	200	280	89	20	20	6.330	23.444
Juin 1974	814	814	416	127	32	28	5.810	27.543
	488	232	320	72	17	13	5.790	24.871
Juillet 1974	320	125	125	165	35	47	7.170	16.597
	283	96	128	180	41	25	7.030	12.497
Août 1974	408	140	141	140	23	10	7.760	20.118
	407	110	278				5.600	11.407
	293	95	146	162	30	24	9.570	16.836
Septembre 1974	530	170	342	175	41	50	8.820	27.760
	150	42	58	115	30	6	8.341	
Novembre 1974	700	300	370	140	45	20	8.630	47.944
	585	170	253	77	45	32	6.230	19.693

TABLEAU N° 3 : COMPOSITION DES EFFLUENTS BRUTS ET SECONDAIRES D'UNE PETITE VILLE.

Exemple d'Hyères (Var), traitement par boues activées, d'après la Société du Canal de Provence.

Heures de prélèvement	pH	TAC	Ca^{++} mg/l	Mg^{++} mg/l	Na^{+} mg/l	K^{+} mg/l	$CO_3\ H^{-}$ mg/l	Cl^{-} mg/l	SO_4^{--} mg/l	NO_2^{-} mg/l	NO_3 mg/l	NH_4 mg/l	N total mg/l	Phosphate ortho mg/l	P totaux mg/l	Conductivité µmhos	MEST mg/l
7 h	7,1	17	49	12	44	10	213	50	54	0,1	1,1	32,1	38,6	26,6	32,1	2 250	186
9 h	7,1	16	56	6	44	10	195	50	37	0,1	0,8	40,9	31,0	28,5	41,5	1 925	181
11 h	7,1	16	43	10	54	12	201	55	54	0,1	1,2	50,0	50,3	40,0	58,1		1 056
13 h	7,2	18	40	10	60	12	219	55	66	0,0	1,7	42,9	46,7	58,3	67,8	1 750	721
15 h	7,2	18	56	12	60	12	225	60	58	0,0	1,1	37,5	37,9	57,3	74,7	1 750	280
17 h	7,2	18	60	6	66	12	219	60	71	0,0	1,3	35,5	30,0	59,2	72,6	1 780	304
19 h	7,2	18	54	8	65	11	219	60	70	0,1	1,2	32,3	33,5	60,0	62,1	1 800	172
21 h	7,2	15	62	9	60	11	189	60	79	0,1	0,8	28,8	25,0	54,6	70,6	1 825	141
22 h	7,1	17	56	10	56	11	213	55	62	0,0	1,1	29,7	25,4	53,7	60,5	1 870	144

TABLEAU N° 4 : COMPOSITION DES EFFLUENTS SECONDAIRES DE PETITE COMMUNE RURALE

(Exemple de Rousset (Bouches-du-Rhône), prélèvements du 9.9.1975, station d'épuration à lit bactérien, 1 500 éq/hab. d'après Société du Canal de Provence)

Heures de prélèvement	pH	TAC	Ca^{++} mg/l	Mg^{++} mg/l	Na^{+} mg/l	K^{+} mg/l	CO_3H^{-} mg/l	Cl^{-} mg/l	SO_4^{--} mg/l	NO_2^{-} mg/l	NO_3^{-} mg/l	NH_4^{+} mg/l	N total mg/l	Ortho-phosphates mg/l	Phosphates totaux mg/l	Conductivité µmhos	MEST mg/l
7 h 15	7,3	34	80	6	96	22	333	85	91	1,2	6,0	12,4	13,4	16,2	19,4		516
9 h 15	7,3	35	88	4	88	22	366	85	87	1,2	5,3	14,2	17,6	18,5	19,7	1 160	516
11 h 05	7,3	35	80	12	104	26	427	85	83	1,2	3,1	18,6	21,1	24,0	26,7	1 070	591
13 h 00	7,4	34	82	5	120	24	414	85	108	0,1	2,9	19,6	20,7	27,7	30,6	1 090	552
15 h 00	7,4	35	120	11	120	24	427	90	120	1,0	2,5	17,0	19,9	28,5	37,8	1 110	536
17 h 00	7,5	31	82	7	120	22	378	90	108	0,6	3,1	15,4	18,8	30,3	32,5	1 160	554
19 h 00	7,4	31	80	8	112	22	378	85	108	0,5	2,3	15,0	18,8	29,6	36,6	1 200	545
21 h 00	7,3	28	80	9	108	22	341	70	95	0,7	3,1	14,2	17,8	28,5	33,2	1 210	491
23 h 00	7,4	28	80	9	108	22	341	70	95	0,7	3,3	13,8	17,9	28,9	32,2	1 250	442

TABLEAU N° 5 : COMPOSITION DES EFFLUENTS SECONDAIRES DE PETITE COMMUNE RURALE

(Exemple de TRETS (Bouches-du-Rhône), prélèvements du 9.9.1975, 3 500 éq/hab., lit bactérien, d'après Société du Canal de Provence)

. L'efficacité des traitements biologiques bien utilisés, sur la pollution carbonée, DBO_5 et DCO permet le rejet d'eaux traitées ayant une DBO_5 entre 6 et 40 mg/l et une DCO inférieure à 80 mg/l.

. L'efficacité des mêmes traitements pour éliminer le phosphore et l'azote est beaucoup plus réduite et conduit au rejet d'effluents secondaires pouvant contenir jusqu'à 38 mg d'azote et jusqu'à 16 mg de phosphore par litre.

3 - MICRO-ELEMENTS MINERAUX

3.1. Généralités

La composition des eaux résiduaires urbaines, ou tout au moins des influents arrivant dans une station, ne peut que refléter de manière assez fidèle :

- la composition même des produits consommés par la population,

- la nature des matériaux entrant dans la constitution des canalisations d'eau,

- la nature et la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le tout-à-l'égout.

Ceci reste vrai pour les micro-éléments et particulièrement pour les métaux lourds, qui se retrouvent après épuration de l'eau soit dans les boues, soit dans les effluents de la station.

Par produits consommés par la population. il faut entendre non seulement les aliments et l'eau ingérés par cette population, mais également les produits de consommation indirecte, tels : les lessives, les savons, les produits pharmaceutiques ou cosmétiques divers, dont l'exutoire habituel est le tout-à-l'égout. C'est ainsi que, d'après BERROW et WEBBER (1972), le zinc et le mercure des effluents urbains auraient en partie pour origine des produits pharmaceutiques ou cosmétiques. De même le bore se substituerait progressivement aux phosphates dans certains détergents et lessives, à telle enseigne que l'on a pu constater que les teneurs en bore des effluents secondaires de Phoenix, en Arizona, ont varié de 0,4 mg/l en 1969 à 0,9 en 1971 (BOUWER et CHANEY, 1974). Le fer, le zinc, le plomb et le cuivre qui entrent dans la confection des récepteurs et des conduites d'eau se retrouvent en quantités importantes dans les eaux usées : la corrosion par les eaux de ville représente un phénomène permament et notable. Une enquête récente réalisée à Glasgow (ADDIS et MOORE, 1974) a montré que, dans cette ville, l'eau des maisons de plus de 20 ans dont la tuyauterie est entièrement en plomb présente une teneur en cet élément de l'ordre de 350 µg/l, alors que cette même teneur est 10 fois plus faible dans les maisons plus récentes, dont les conduites

d'eau sont à base de cuivre. Cette même enquête a mis en évidence l'existence de concentrations en plomb 1 fois 1/2 plus élevées dans le sang des habitants des vieilles maisons que dans celui des habitants des maisons plus récentes.

La nature et la quantité des éléments métalliques rejetées dans les eaux usées sous forme d'effluents industriels jouent un rôle déterminant dans la composition ultérieure des boues de stations d'épuration ou des eaux résiduaires issues de ces stations. La nature de ces éléments est fonction du type d'industrie rejetant dans le tout-à-l'égout (PAGE, 1974).

Les composés du bore peuvent ainsi provenir des industries du verre, des ciments, des faïences et porcelaines, des émaux, des semi-conducteurs et des lubrifiants.

Le cadmium est utilisé en grandes quantités dans les industries de traitement de surface des métaux et de la stabilisation des matières plastiques, mais on l'emploie aussi depuis une époque plus récente pour la fabrication des accumulateurs et des radiateurs d'automobiles, ainsi qu'en électrophorèse ou pour la fabrication du caoutchouc.

Outre son utilisation bien connue en tannerie, le chrome entre dans la fabrication d'alliages spéciaux dont il augmente la longévité et la résistance à des températures élevées.

Le cuivre sert surtout à la fabrication de fil électrique, mais compte tenu de sa grande conductivité thermique, on l'utilise aussi en grandes quantités dans la fabrication des radiateurs d'automobiles, de bains-marie, d'appareils de cuisson, etc. La fabrication de canalisations en cuivre contribue également largement à l'utilisation de ce métal.

Les deux principales utilisations du plomb sont la production de bacs de batteries et la fabrication d'additifs pour l'essence (tétraéthyle et tétraméthyle) mais il est aussi largement employé pour la fabrication de peintures en tant qu'agent anti-corrosif.

Les principales destinations du mercure sont la fabrication d'appareils électriques et la production électrolytique du chlore et de la soude. Il est également utilisé dans la fabrication de certaines peintures comme agent antiseptique, et dans de nombreuses fabrications, comme par exemple celle de la pâte à papier. On l'emploie aussi comme catalyseur dans la synthèse du chlorure de vinyle et de l'uréthane.

Le nickel est surtout employé pour la fabrication d'aciers spéciaux devant subir des contraintes thermiques élevées, ou pour la constitution d'alliages spéciaux nickel-cuivre, ainsi que pour le recouvrement de surfaces métalliques par électrolyse, mais on l'emploie aussi comme agent d'hydrogénation des huiles ou autres substances organiques, ou comme pigment dans les peintures, les laques et certains produits cosmétiques.

Il apparaît logique de considérer que la présence de l'une des industries qui viennent d'être décrites à l'amont d'une station d'épuration puisse laisser présager une possibilité de surcharge anormale, des eaux résiduaires en élément métallique donné. En fait, une enquête récente effectuée dans l'Indiana par SOMMERS et al (1976) a montré que si, effectivement, la

surcharge en métaux lourds de 8 villes de cet Etat était corrélée très étroitement avec le degré d'industrialisation de ces villes, il y avait par contre peu de relations entre le type d'industrie et la nature des métaux lourds présents dans les boues : à partir du moment où elle atteint une dimension suffisante, l'industrialisation d'un centre urbain est donc de nature à surcharger de manière uniforme en métaux lourds les eaux usées de l'agglomération. Il convient cependant de préciser que, pour un métal donné, la mobilité ultérieure de ce dernier dans les produits de l'épuration (boues ou eaux résiduaires) dépendrait de son origine : les métaux issus d'effluents industriels seraient ainsi moins facilement mobilisables que ceux provenant d'une activité domestique (PATTERSON, 1971).

3.2. Teneur des eaux résiduaires urbaines en microéléments

Influence du traitement

Très peu d'analyses systématiques d'eaux usées issues de stations d'épuration ont été réalisées, tout au moins en ce qui concerne leur teneur en métaux lourds. L'étude la plus complète à notre connaissance est celle publiée par BLAKESLEE (1973), étude qui a porté sur 55 villes d'importance diverse de l'Etat du MICHIGAN. Les résultats de cette étude (tableau 6) concernent la plupart du temps des eaux ayant subi un traitement secondaire. BOUWER et CHANEY (1974) ont également fourni quelques données dans ce domaine à partir d'échantillons d'eaux résiduaires prélevés dans différentes stations des Etats de NEW-YORK, NEW-JERSEY et CONNECTICUT (tableau 7). La comparaison de ces deux tableaux montre que les maximums relevés dans les Etats voisins de NEW-YORK sont beaucoup plus élevés que ceux observés dans le MICHIGAN - observation qui est sans doute à relier au plus fort degré d'industrialisation de ces Etats.

Le mode de traitement utilisé pour la purification des eaux a une influence importante sur la teneur en métaux lourds des effluents des stations du Sud de la CALIFORNIE utilisant différents procédés de purification (traitements primaires, ruissellement sur filtres, boues activées, lagunage - tableau 8). ARGO et CULP (1972 - a) ont de leur côté donné quelques résultats d'analyses d'eaux usées ayant subi, soit une filtration sur sable, soit une adsorption sur charbon activé, soit un traitement à la chaux (tableau 9). Ces résultats montrent, comme on pouvait le prévoir, que la filtration sur sable est relativement peu efficace, exception faite pour le zinc et le cuivre qui sont extraits à 76 et 60 %, alors que l'adsorption par le charbon activé élimine 96 % du cadmium, du chrome et de l'argent, et que la précipitation par la chaux retire 90 % de la plupart des éléments, exception faite du sélénium et du chrome hexavalent dont seulement 16 % sont extraits.

ARGO et CULP (1972 - b) ont également souligné que certains types de traitements comme le ruissellement sur filtres conduisent à des teneurs en cadmium et chrome dans les eaux épurées (39 et 120 ppb, respectivement) supérieures aux concentrations maximales tolérables, selon les normes du département de la Santé Publique de Californie.

TABLEAU N° 6 :

TENEURS EXTREMES ET MOYENNES EN METAUX LOURDS DECELEES DANS LES EAUX RESIDUAIRES DE STATIONS D'EPURATION DE 55 VILLES DU MICHIGAN (d'après BLAKESLEE P.A. 1973).

	Teneur minimum	Teneur maximum	Moyenne
Hg (en ppb)	< 0,02	1	0,04
Cr (en ppm)	< 0,005	1,6	0,18
Cu "	0,01	1,3	0,13
Ni "	< 0,02	5,4	0,42
Zn "	0,03	4,7	0,44
Cd "	< 0,001	0,15	0,026
Pb "	< 0,005	1,3	0,14
Fe "	0,04	2	3,81

TABLEAU N° 7 :

TENEURS EN METAUX LOURDS DECELEES DANS LES EAUX RESIDUAIRES DE DIFFERENTES STATIONS DES ETATS DE NEW-YORK, NEW-JERSEY ET CONNECTICUT (d'après BOUWER H. et CHANEY R.L., 1974).

	Teneur minimum	Teneur maximum	Moyenne
Hg (en ppb)	< 0,1	125	0,9
Cr (en ppm)	< 0,05	6,8	< 0,05
Cu "	< 0,02	5,9	0,10
Ni "	< 0,1	1,5	< 0,1
Zn "	< 0,02	20,0	0,12
Cd "	< 0,02	6,4	< 0,02
Pb "	< 0,2	6,0	< 0,02
Co "	< 0,05	6,8	< 0,05

TABLEAU N° 8 :

TAUX DE QUELQUES METAUX LOURDS DANS DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES (d'après POUND C.E. et CRITES R.W., 1973 b).

Métaux (en ppb)	Mode de traitement			
	Primaire	Ruissellement sur filtre	Boues activées	Lagunage
Ag	2	3	8	6
Cr	0	0	10	7
Cu	60	70	40	100
Pb	55	15	10	20
Mn	35	10	10	30
Zn	750	85	60	200
Fe	830	160	320	390

3.3. Conclusions

PAGE (1974) a résumé (Tableau 10) les caractéristiques auxquelles doivent répondre les eaux de surface ou d'irrigation en ce qui concerne leur teneur en métaux lourds, quand on se conforme aux directives édictées par un certain nombre d'organismes s'intéressant à la pollution de l'environnement et à la santé. La comparaison de ces valeurs avec les teneurs habituellement rencontrées dans les effluents de stations montre qu'en dehors de certains d'entre eux - comme le cadmium par exemple - la plupart des métaux lourds existent dans les eaux résiduaires en quantité inférieure au maximum fixé pour les eaux de surface et les eaux de boisson.

Ce phénomène s'explique parce que la plupart des éléments métalliques sont retenus dans les boues : le tableau 11, dans lequel on a fait figurer les teneurs moyennes ainsi que les teneurs minimums et maximums en métaux lourds des boues issues d'un certain nombre de stations d'épuration françaises et étrangères (d'après DALE et CHESNIN, 1975), fait très bien ressortir cette forte propension des boues à accumuler les métaux. Cette fixation par les boues résulte, soit de l'extraction de solides en suspension particulièrement riches en fractions métalliques, soit de la rétention par adsorption sur la matière organique ou formation de complexes insolubles entre cette dernière et la fraction minérale, soit encore par la précipitation d'hydroxydes métalliques à partir d'un certain pH. Cette fixation, qui relève de processus purement physico-chimiques, serait le fait - d'après NEUFELD et HERMANN (1975)- de polysaccharides polymérisés, excrétés par des microorganismes du type Zoogloea ramigera qui dominent dans les boues activées.

80 à 85 % du cuivre,
51 à 100 % du chrome,
10 à 100 % du zinc
et pratiquement tout le mercure,

peuvent ainsi être extraits de l'influent au bout de 3 heures de contact entre ce dernier et les boues.

Les travaux de PATTERSON et MINEAR (1975) montrent qu'outre les polysaccharides polymérisés, des protéines, des acides ribonucléiques et désoxyribonucléiques interviennent dans cette fixation ; la séquence préférentielle d'adsorption serait, d'après ces auteurs :

Pb > Cu > Cd > Ni

alors que, pour NEUFELD et HERMANN (1975), on aurait une séquence du type :

Hg > Cd > Zn

TABLEAU N° 9:

INFLUENCE DU PROCEDE DE TRAITEMENT SUR LA TENEUR EN METAUX LOURDS DES EAUX RESIDUAIRES (d'après ARGO et CULP, 1972 b).

Elément	Filtration sur sable		Adsorption sur charbon actif		Floculation par la chaux	
	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)
Cd	0.750	0.700	0.7	0.01	13,7	0.75
Cr^{+6}	50.3	49	49	0.17	56	50
Cu	790	320	-	-	15 700	790
Ni	80	100	-	-	160 000	80
Se	10.3	9.3	9.3	5.9	12.3	10.2
Ag	1.64	1.45	1.5	0.05	54.6	16.4
Zn	970	230	-	-	-	-

a = teneur, en ppb, avant traitement ;
b = " " après traitement.

TABLEAU N° 10:

TENEURS MAXIMALES EN METAUX LOURDS TOLERABLES DANS LES EAUX DE SURFACE ET LES EAUX D'IRRIGATION (d'après PAGE A.L., 1974). (en mg/litre).

Elément	Eaux de surface (1)	Eaux destinées à l'irrigation		
		Utilisation continuelle		Utilisation discontinue
		tous types de sols (1)	sols à texture grossière (2)	sols à texture fine (1)
Cr	0.05	5.0	0.1	20.0
Cu	1.00	0.2	0.2	5.0
Ni	-	0.5	0.2	2.0
Zn	5.0	5.0	2.0	10.0
Cd	0.01	0.005	0.010	0.050
Pb	0.05	5.0	5.0	20.0
Co	-	0.2	0.05	10.0
B	1.0	0.75	0.75	2.0
Se	0.01	0.05	0.02	0.05
Hg	0.05	-	-	-
As	0.05	1.0	0.1	10

(1) : d'après FWPCA (Federal Water Pollution Control Administration, 1968); ces normes sont très sensiblement les mêmes que celles édictées pour les eaux de boisson (U.S. Department of Health, Education and Welfare, 1962).

(2) : Normes recommandées par l'Académie Nationale des Sciences, U.S.A., 1973 pour des eaux d'irrigation appliquées à des plantes sensibles sur des sols à faible capacité de rétention.

TABLEAU n° 11 :

TENEURS EN METAUX LOURDS RENCONTREES DANS LES BOUES DE STATIONS D'EPURATION DES EAUX USEES URBAINES.

(Exprimées en ppm)

	Boues de stations d'épuration situées en France (1)		Boues de stations d'épuration situées à l'étranger (2)	
	Moyennes	Extrêmes	Moyennes	Extrêmes
Fe	23 100	5 300 - 51 000	-	-
Zn	2 910	600 - 11 000	2 000	72 - 49 000
Mn	431	130 - 848	500	60 - 3 900
Cu	896	180 - 8 100	500	52 - 11 700
Ni	135	22 - 5 500	50	10 - 5 300
Cr	149	17 - 1 800	200	20 - 41 000
Pb	800	85 - 1 132	500	15 - 26 000
Cd	59	0.3 - 2 970	10	1 - 1 500
Hg	8.7	4.1 - 11.6	5	0.1 - 56

(1) : boues originaires des stations d'Achères, Amiens, Angers, Bordeaux et Nancy (stations urbaines et rurales) ;

(2) : résultats d'une enquête effectuée dans 300 stations d'épuration situées en Angleterre, au Canada, en Suède et aux Etats-Unis (d'après DALE et CHESNIN, 1975).

La présence de boues activées et d'un pH relativement élevé constitue donc une garantie de bonne élimination des micro-polluants minéraux présents dans les eaux usées. L'épuration risque donc d'être d'autant moins efficace dans ce domaine que le traitement des eaux ne conduit pas à la formation de boues ou à la biodégradation de substances complexantes solubles qui maintiennent les métaux en phase liquide. A cet égard, BENDU et al (1970) ont mis en évidence dans certains effluents secondaires l'existence de ligands organiques susceptibles de maintenir en solution des quantités notables de cuivre, même à pH élevé.

L'examen comparé des eaux résiduaires urbaines épurées et des concentrations admises dans les eaux de surface et d'irrigation permet de conclure qu'il n'y aura que peu de problèmes dus aux microéléments en épandage.

Il en est tout autrement pour les boues de stations.

4 - AGENTS PATHOGENES

4.1. Inventaire des agents pathogènes

Quatre groupes d'agents pathogènes sont transportés par les eaux résiduaires : des bactéries, des virus, des protozoaires et des helminthes.

Les bactéries pathogènes les plus fréquemment rencontrées sont les Salmonella dont on connaît plusieurs centaines de sérotypes différents et qui peuvent provoquer la thyphoïde, les parathyphoïdes et des troubles intestinaux. Les Shigella causant des troubles intestinaux et le bacille tuberculeux (Mycobactérium) ainsi que les Leptospira (Leptospirose) sont moins souvent rencontrés. De même, sont cités plus rarement les genres Brucella, Erysipelotrix, etc...

On peut consulter utilement dans ce domaine HUNTER et al (1974), FOSTER et al (1974), LECLERC (1971).

A titre d'indication, d'après RIVIERE (1974) il a été trouvé dans les eaux urbaines dégrillées uniquement, de l'ordre de :

10^5 Escherichia coli fécaux par ml

10^4-10^5 Streptocoques fécaux par ml

1 à 10 Salmonella par ml.

Le genre Salmonella, qui abrite des pathogènes très dangereux est donc en quantité de l'ordre de 1 000 à 10 000 fois moindre que les indicateurs de contamination fécale habituellement utilisés.

Les virus sont présents dans les eaux résiduaires en quantités de l'ordre du millier d'unités infectieuses par millilitre d'eau. Une centaine de sérotypes différents a été isolée des eaux résiduaires d'après FOSTER (1974) et parmi ceux-ci les agents responsables de la poliomyélite, de l'hépatite infectieuse, de la gastroentérite, etc.

Les recherches en matière de virus sont moins avancées que pour les autres agents pathogènes. Il semble cependant que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries et leurs dimensions sont à l'origine de leurs possibilités de dissémination.

Les virus représentent un risque certain dans les eaux résiduaires, risque pour lequel on manque d'informations.

Les protozoaires pathogènes pour l'homme présents dans les eaux résiduaires sont principalement Entamoeba histolytica, agent de la dysenterie amibienne et des membres du groupe Hartmanella-Naegleria qui peuvent être la cause d'encéphalites.

Au cours de leur cycle vital, les protozoaires passent par une forme de résistance, les kystes, qui peuvent être véhiculés par les eaux résiduaires. Des populations de l'ordre de 5 000 kystes par litre ont été rapportées (FOSTER et al, 1974) mais cela ne tient pas compte de la présence de kystes de protozoaires saprophytes qui sont nombreux dans les eaux résiduaires. Des populations moyennes de l'ordre de 4 kystes par litre d'Entamoeba histolytica ont été rapportées et dans ces conditions, la dose infectieuse correspondrait à 5 litres d'eau (FOSTER et al, 1974).

La richesse en kystes des eaux résiduaires est par ailleurs à relier à l'état de santé de la population et il est probable que :

Le risque dû aux protozoaires s'il reste sérieux, est cependant moins important pour la France que sous climat chaud.

Les Helminthes sont fréquemment rencontrées dans les eaux résiduaires sous forme d'oeufs assez résistants dans l'environnement notamment Ascaris lumbricoides, Oxyuris vermicularis, Trichuris trichiura, Taenia saginata. Comme dans le cas des protozoaires, l'état sanitaire de la population commande la richesse des eaux résiduaires en oeufs de parasites. Des populations inférieures à 100 oeufs par litre ont été rapportées (FOSTER et al, 1974).

Compte-tenu de la résistance des oeufs de parasites, ce risque est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires.

4.2. Efficacité des traitements en station pour l'élimination des agents pathogènes

4.2.1. La décantation primaire

Elle a un effet marqué selon FOSTER et al (1974) :

- le nombre des bactéries est réduit d'environ 50 %, les bactéries décantées se retrouvant dans les boues ;

- les oeufs de parasites décantent à raison de 72 à 98 % et se retrouvent dans les boues ;

- les virus et les kystes semblent peu arrêtés par la décantation primaire.

Il ressort de ces données qu'une eau résiduaire urbaine uniquement décantée reste potentiellement très infectieuse et que par ailleurs les boues de décantation primaire sont très riches en bactéries et oeufs de parasites.

4.2.2. Les traitements secondaires aérobies

Pour les traitements biologiques, ils comprennent une oxydation des matières organiques par boues activées ou lit bactérien et une décantation. Ils ont une efficacité très relative (LECLERC, 1971) et ne produisent pas un effluent sans pathogènes. A titre d'exemple, RIVIERE,(1974) a observé une réduction de l'ordre de 90 % du nombre des germes indicateurs de contamination fécale (E. coli et streptocoques fécaux) après traitement pour les stations de Versailles et Achères 3 ; par contre, les Salmonella ne seraient pas arrêtées dans les mêmes conditions.

Le tableau 12 est tiré de FOSTER et al (1974) et BURGE 1974). Il indique le pourcentage d'élimination que l'on peut attendre des traitements secondaires.

	Boues activées %	Lits bactériens %
Salmonella	96 - 99	84 - 99,9
Mycobacterium	0 - 88	66 - 99
Kystes d'amibes	pas d'élimination	11 - 99,9
Oeufs d'Helminthes	pas d'élimination	62 - 76
Virus	0 - 99	0 - 84

TABLEAU 12 : POURCENTAGES D'ELIMINATION DES AGENTS PATHOGENES PAR LES TRAITEMENTS SECONDAIRES

Il ressort de ce tableau que les traitements à boues activées peuvent être efficaces pour réduire les populations bactériennes et virales et les lits bactériens sont efficaces pour tous les parasites.

Compte tenu de l'aptitude à survivre des bactéries,il n'apparaît pas que l'on puisse augmenter notablement l'élimination par un traitement secondaire prolongé.

Par ailleurs, les virus sont probablement éliminés par adsorption et décantation plus qu'inactivés et ils se retrouveront donc dans les boues.

Les effluents de traitements secondaires contiennent encore des agents pathogènes et présentent donc encore des risques sanitaires.

4.2.3. Traitements anaérobies

FOSTER et al (1974) ont résumé les connaissances concernant l'efficacité de la digestion anaérobie des boues vis-à-vis des pathogènes. Il en ressort que la digestion en anaérobiose à 30 - 35° C conduit à une diminution des bactéries.

Par exemple, les Salmonella thyphosa seraient détruites de 84 à 92 % avec des temps de séjour de 6 à 20 jours.

Les oeufs d'Ascaris seraient plus résistants n'étant pas affectés après 3 mois. Les kystes de Protozoaires seraient détruits en 10 jours à 30°C.

Le comportement des virus est moins connu.

Les traitements anaérobies diminuent les populations de pathogènes, mais produisent un effluent encore infectieux.

4.2.4. La désinfection avant rejet

Elle est pratiquée aux Etats-Unis, le plus souvent par chloration. Bien que ce domaine de la désinfection ait été très étudié, aucune solution entièrement satisfaisante n'est disponible.

Généralement la chloration est efficace et améliore la qualité de l'effluent en diminuant le nombre de bactéries et de particules virales viables (BURGE, 1974 ; HUNTER et al, 1974) mais la désinfection est rarement complète. En effet, une désinfection efficace à 90 % pour une con-

centration donnée de chlore et un temps de contact donné, obligera, du fait des lois de la mortalité bactérienne à un temps de contact doublé pour obtenir 99 %, triplé pour 99,9 % etc...

Par ailleurs, il y a souvent "inactivation" du désinfectant par la matière organique présente dans les eaux résiduaires. Enfin, les kystes de protozoaires sont assez résistants à la chloration.

La chloration, procédé le plus classique de désinfection améliore la qualité des effluents sans donner un effluent dépourvu de pathogènes.

4.2.5. Conclusion

En résumé, si les traitements effectués en station améliorent les qualités hygiéniques des eaux résiduaires urbaines, ces dernières contiennent toujours des agents pathogènes en nombre qui dépend de l'état sanitaire de la population et du degré de traitement subi. Le tableau 13 indique selon FOSTER et al (1974) les quantités estimées d'agents pathogènes rejetés dans les eaux résiduaires.

Ces estimations sont criticables mais permettent de mieux cerner les risques lorsqu'on examinera les cheminements par lesquels les agents pathogènes peuvent atteindre l'homme.

Il serait par ailleurs intéressant de pouvoir relier les données du tableau 13 aux inoculums nécessaires à déclencher l'infection.

5 - CONCLUSION

5.1. Les effluents urbains "types"

Les possibilités de l'épandage d'eaux résiduaires seront examinées dans la suite de ce travail selon les aspects pratiques et théoriques. Pour ce dernier cas, on raisonnera sur des effluents urbains "types" dont la composition est donnée dans le tableau 14.

	Eaux résiduaires brutes	Traitements primaires		Traitements secondaires		Désinfection (1)
	organismes/m3	Estimation de l'efficacité %	organismes/m3	Estimation de l'efficacité %	organismes/m3	organismes/m3
Salmonella	5×10^6	50	$2,5 \times 10^6$	95	$1,2 \times 10^5$	$1,2 \times 10^2$
Mycobacterium	5×10^4	50	$2,5 \times 10^4$	85	$3,7 \times 10^3$	3,7
Virus	1×10^7	50	5×10^6	90	5×10^5	5×10^2
Entamoeba histolytica	4×10^3	10	$3,6 \times 10^3$	10	$3,2 \times 10^3$	3,2
Oeufs d'Helminthes	6×10^4	90	6×10^3	80	$1,2 \times 10^3$	1,2

TABLEAU n° 13 : QUANTITES D'AGENTS PATHOGENES REJETEES DANS LES EAUX RESIDUAIRES APRES TRAITEMENTS(d'après FOSTER et al - 1974)

(1) désinfection conduite pour avoir une efficacité de 99,9%

	Eaux brutes	Effluents secondaires
DCO (mg/l)	600	50 - 60
DBO_5 (mg/l)	300	20
Azote total (mg N/l) (N org. + NH_4 + NO_3)	50 - 60	20 - 30
P total (mg P/l)	10 - 12	10
Conductivité (µmhos/cm)	1 000 - 1 500	1 000 - 1 500

TABLEAU 14 : COMPOSITION DES EFFLUENTS URBAINS "TYPES"

5.2. Connaissances à acquérir

L'épandage d'eaux usées urbaines nécessiterait la connaissance de caractéristiques particulières de ces eaux qui ne sont pas disponibles en France notamment concernant :

- les odeurs,

- les caractéristiques agronomiques (azote minéralisable, phosphore assimilable) ;

- les caractéristiques relatives à l'irrigation (matières en suspension, flottants, efficacité des tamisages et micro-tamisages) ;

- les caractéristiques infectieuses.

3

ASPECTS THEORIQUES DE L'EPANDAGE

- III -

ASPECTS THEORIQUES DE L'EPANDAGE

	Page
1 - Efficacité épuratrice du sol	33
1.1. Remarques préliminaires	"
1.2. Eléments recyclables par l'atmosphère	34
1.2.1. Carbone (DCO,DBO_5)	"
1.2.2. Azote	38
1.3. Eléments non recyclables par l'atmosphère	51
1.3.1. Rappels sur les processus régissant les interactions sol-minéraux	"
1.3.2. Cas particulier du phosphore	54
1.4. Efficacité de l'épandage vis-à-vis des agents pathogènes	56
1.4.1. Cheminement des agents pathogènes jusqu'à l'homme	57
1.4.2. Généralités sur la survie des agents pathogènes dans l'environnement	58
1.4.3. Contamination des cultures	"
1.4.4. Contamination des eaux de surface	60
1.4.5. Contamination des nappes	61
1.4.6. Contamination par voie aérienne	64
1.4.7. Conclusions	65
2 - L'utilisation du sol et ses contraintes	70
2.1. Incidences de l'épandage sur les propriétés physiques du sol	"
2.1.1. Colmatage physique	"
2.1.2. Colmatage biologique	71
2.1.3. Colmatage chimique	"
2.1.4. Conduite des épandages	72

2.2. Aptitude des sols à l'épandage 72

2.2.1. Classement des sols en fonction de leur aptitude à l'épandage 72

2.2.2. Classification française et aptitude à l'épandage 80

3 - L'utilisation de l'eau par les cultures 86

3.1. Les déficits climatiques en France 86

3.2. Consommation maxima en eau des cultures 87

3.2.1. Sous couvert végétal parfaitement couvrant et en pleine activité 87

3.2.2. Sous couvert végétal partiel ou à activité ralentie 90

3.3. Calcul des besoins en eau des cultures 91

3.3.1. Le rôle du sol 91

3.3.2. Le rôle d'une nappe phréatique éventuelle 92

3.3.3. Dose annuelle d'arrosage 93

3.4. Conséquences des excès d'eau - l'ennoyage des sols et des cultures 93

3.4.1. Les propriétés physiques des sols 97

3.4.2. Les propriétés chimiques et biochimiques des sols "

3.4.3. Les plantes "

4 - Valeur fertilisante des eaux usées urbaines 100

4.1. Composition en éléments fertilisants majeurs "

4.2. Utilisation agricole des eaux usées urbaines et des boues 103

4.2.1. Besoins des cultures en éléments fertilisants. Mobilisation - exportation "

4.2.2. Doses apportées 105

4.2.3. Résultats agronomiques obtenus
eaux usées urbaines
boues urbaines 111

4.3. Fertilisation des végétaux aquatiques avec des eaux usées 120

4.3.1. Généralités "

4.3.2. Résultats obtenus 121

4.4. Conclusions 122

5 - Contraintes dues à l'apport de minéraux 123

5.1. Contraintes dues aux macroéléments "

5.1.1. Risques de salinisation - conséquences pour les plantes 124

5.1.2. Risques de sodisation - effets sur les sols 130

5.1.3. Contrôle de l'évolution du sol au cours des périodes d'épandage 134

5.1.4. Pratiques visant à empêcher l'accumulation des sels 135

5.1.5. Application au cas des eaux usées urbaines 138

5.2. Contraintes dues aux microéléments (métaux lourds) 139

5.2.1. Action toxique sur les organismes animaux 140

5.2.2. Action sur les végétaux 144

5.2.3. Action sur les sols 148

5.2.4. Conclusions 152

1 - EFFICACITE EPURATRICE DU SOL

1.1. Remarques préliminaires

L'épuration d'une eau résiduaire consiste à lui redonner des caractéristiques telles qu'elle puisse être réutilisée ou bien rejetée dans le milieu naturel sans le modifier :

a) Or la concentration de l'eau résiduaire en matières dissoutes (1) est beaucoup plus élevée que celle de la plupart des eaux naturelles et il est illusoire d'espérer un retour aux eaux naturelles sans une étape de dilution (2) (sauf cependant pour les éléments polluants dont le cycle passe par une forme gazeuse, le carbone et éventuellement l'azote). Cette étape de dilution implicitement admise dans le cas des stations d'épuration rejetant dans les eaux de surface doit aussi être envisagée pour le sol-système épurateur sous peine d'arriver à des contraintes empêchant rapidement son utilisation.

b) Le degré d'épuration à atteindre est aussi à considérer face aux besoins réels des utilisateurs et face à la qualité des eaux réceptrices.

On peut notamment faire remarquer que dans le cas du sol-système épurateur, le raisonnement en concentration n'est pas à rejeter,face à l'habituel raisonnement en charge polluante utilisé pour les rejets dans les eaux de surface. Par exemple, quelle signification prend une fuite vers la nappe de 50 kg d'azote nitrique par hectare si l'infiltration se fait à une concentration faible, voisine de celle de la nappe ?

Dans le même ordre d'idées , on peut se demander si une infiltration doit être combattue lorsqu'elle se fait à une concentration meilleure que celle des normes de potabilité ?

L'utilisation du sol comme système épurateur fait intervenir :

- ses propriétés physiques et physico-chimiques : filtration, aération, rétention d'eau, adsorption, échanges d'ions, etc...

- ses propriétés biologiques : action de la microflore, croissance des végétaux et exportation d'éléments.

---

(1) le cas des agents pathogènes sera traité séparément

(2) c'est ce qui peut faire préférer l'infiltration-percolation de très forts volumes d'eau à l'irrigation qui a tendance à trop concentrer les sels dans le sol et dans les eaux percolées.

Mais si le but principal est bien de traiter l'eau, cela se pratique, sauf pour l'infiltration-percolation, sur des terrains où s'exerce simultanément une activité agricole. Il est donc apparu plus pratique d'examiner les possibilités et les limites du sol-système épurateur en s'appuyant sur les problèmes pratiques posés tels que l'efficacité épuratrice, les contraintes sol et eau, la valeur fertilisante des eaux usées urbaines et les problèmes de métaux lourds.

Par ailleurs, il convient de distinguer parmi les éléments polluants inertes à éliminer entre :

- les éléments dont le cycle passe par l'atmosphère qui joue le rôle de réservoir et pour lesquels il est possible d'atteindre un état d'équilibre et de donner un rendement d'épuration ;

  . c'est la cas du carbone des matières organiques minéralisées en gaz carbonique,

  . ce peut être le cas de l'azote des nitrates dénitrifiés en azote gazeux sous certaines conditions.

- les éléments dont le cycle ne passe pas par l'atmosphère et pour lesquels deux cas se présentent :

  . soit ce sont des éléments que les plantes peuvent exporter en quantité notable (P, K, Ca, Mg) et on peut encore parler en terme de rendement,

  . soit ce sont des éléments que les plantes exportent en petites quantités (métaux lourds) et il n'y aura plus que stockage et/ou transfert et une durée d'utilisation limitée de l'installation.

Enfin, le cas des agents pathogènes sera examiné séparément.

1.2. Eléments recyclables par l'atmosphère

1.2.1. Carbone (DCO, DBO_5)

Plusieurs auteurs ont tenté de comparer les données disponibles sur le rendement d'épuration en DCO par le sol (POUND et CRITES, 1973 ; REED, 1972). Outre que ces données sont peu nombreuses,elles ne peuvent être prises que comme des approximations.

Le tableau n°15 rassemble les données disponibles pour les trois systèmes d'épandage existants. Afin de pouvoir comparer les dispositifs,

TABLEAU N° 15 : RENDEMENT D'EPURATION DE L'EPANDAGE

POUR LES MATIERES CARBONEES ET CHARGES APPLIQUEES

Epandage	Concentration de l'effluent (mg DCO/l)	Charge organique appliquée kg DCO/ha/jour	Charge hydraulique (mm/jour)	Epuration %	Conditions expérimentales	Source
IRRIGATION						
Effluents primaires	381 (1)	25,3 (1)	6,6	97,6	200 mm/mois, drainage à 1 mètre	BEEK et al (1977)
Effluents primaires	460 (1)	17,3-31,5(1)	3,7-6,8	94,8	drainage entre 2 et 8 m	BENOIST (1973)
Effluents primaires	274	2,2	0,82	93	(6 x 50 mm) par an	BRAUNSCHWEIG (1974)
	192 (1)	1,5 (1)	0,82	99		
Effluents primaires	600 (1)	20 (1)	5	98	100 mm/20 jours, printemps-été	JOHNSON et al (1974) SEABOOK (1975)
RUISSELLEMENT CONTROLE						
Effluents primaires	314	43,8	14	85,3	98 mm/semaine	THOMAS et al (1974)
	150 (1)	21 (1)	14	94,6		
Effluents primaires	600 (1)	75 (1)	18,8	96	hiver	JOHNSON et al (1974)
Effluents secondaires	28 (1)	231 (1)	825	55	ruissellement contrôlé sur prairies	SEABOOK (1975) TRUESDALE 1967
	17,5(1)	38,5 (1)	226	56		
	27,2(1)	33,7 (1)	124	57		
INFILTRATION-PERCOLATION						
Effluents primaires	282	115,6	41	86	hiver infiltration quotidienne lysimètre sable	SCHWARTZ et al (1970)
	282	231,2	82	94	été	
Effluents fosse septique	207	424,3	205	67	30 cm lysimètre sable	
	207	424,3	205	84	60 cm lysimètre sable	
Effluents secondaires	128	52,4	41	80	lysimètre 180 cm sable	
	51 (1)	20,9 (1)	41	95 (1)		
	128	52,4	41	80	lysimètre 180 cm sol	
	51 (1)	20,9 (1)	41	95 (1)		
	1118	48,3	41	55	30 cm dispositif terrain	BENDIXEN et al (1968)
	33 (1)	13,5 (1)	41	87 (1)		
	118	48,3	41	65	90 cm dispositif terrain	BENDIXEN et al (1968)
	33 (1)	13,5 (1)	41	88 (1)		
	30-60	73,8-157,6	246	66	bassins d'infiltration (Flushing Meadows)	BOUWER (1973)
	10-20 (1)	24,6-49,2 (1)	246	98		
	39	120	310	56-75	bassins d'infiltration (Whithier Narrows)	Mc MICHAEL et al (1965)

(1) DBO_5

les charges organiques appliquées ont été exprimées en kg de DCO (1) par hectare et par jour. Ces charges ont été calculées en prenant en compte le volume et la concentration de l'eau épandue ainsi que la durée d'activité en épandage. La charge hydraulique est exprimée en mm par jour et a été estimée de façon comparable à la charge organique.

- Cas de l'irrigation -

Bien que l'irrigation soit surtout pratiquée avec des effluents secondaires, les données disponibles concernent les effluents primaires.

Les charges organiques appliquées sont de l'ordre de 1,5 à 31,5 kg de DBO_5 par ha et par jour et les quantités d'eau apportées chaque année comprises entre 300 et 2 500 mm.

Le rendement d'épuration est compris entre 94,8 et 99 % en DBO_5.

- Cas du ruissellement contrôlé -

Les données concernant les effluents primaires donnent un rendement de 94,6 à 96 % en DBO_5 pour une charge de 21 à 75 kg/ha par jour de DBO_5 et une charge hydraulique atteignant 5 000 mm par an à Ada (U.S.A.) (85,3 % en DCO) (THOMAS et al, 1974).

Une expérimentation conduite sur effluents secondaires (TRUESDALE, 1967) a indiqué une efficacité moins bonne -entre 55 et 57 % en DBO_5- avec des charges hydrauliques extrêmement élevées allant jusqu'à 825 mm par jour pour une charge organique de 231 kg de DBO_5/ha/jour.

A remarquer cependant que charges hydrauliques et organiques n'ont eu aucune incidence sur le rendement.

Le rendement d'épuration est voisin de 95 % en DBO_5 pour les effluents primaires apportés à des charges hydrauliques entre 14 et 18,8 mm/jour et tombe à 55 % pour les effluents secondaires apportés à plus de 124 mm/jour.

---

(1) ou en DBO_5 - pour complément d'information ou lorsque les DCO n'étaient pas citées.

- Cas de l'infiltration-percolation -

Les données de terrain concernant l'infiltration-percolation portent sur les effluents secondaires appliqués à très haute dose : 246 à 310 mm/jour (plus de 90 mètres par an aux Flushing Meadows).

Le rendement en DCO est compris entre 56 et 75 % pour une charge organique de l'ordre de 100 kg de DCO/ha/jour. Le rendement en DBO_5 atteint 98 %.

Des expériences de laboratoire réalisées sur effluents de lit bactérien par BENDIXEN et al (1968) donnent des chiffres du même ordre de grandeur.

Les résultats concernant les effluents primaires et les effluents de fosse septique confirment cette bonne efficacité pour des charges organiques plus importantes allant jusqu'à 424 kg de DCO/ha/jour (SCHWARTZ et al, 1970).

L'infiltration-percolation autorise un rendement d'épuration en DCO compris entre 56 et 94 % quelque soit le type d'effluents apportés à raison de 41 à 310 mm par jour.

L'épuration en DBO_5 atteint 98 %.

L'ensemble de ces données indique une grande efficacité épuratrice du sol pour épurer les matières carbonées quelque soit le type d'effluent et le mode d'épandage.

Un examen détaillé de ces résultats permet de conclure que l'essentiel de l'épuration du carbone se fait dans les horizons de surface et que pour des apports journaliers modérés, de l'ordre de quelques mm par jour, une profondeur de sol traversé de 1 à 2 mètres permet d'obtenir un rendement supérieur à 90 %.

Il ne semble pas par ailleurs que le rythme d'apport, ni la saison aient une influence importante sur le rendement d'épuration d'après SCHWARTZ et al (1970).

Enfin, l'épuration peut se produire en anaérobiose comme l'ont constaté LANCE et al (1973) avec des effluents secondaires infiltrés en anaérobiose et épurés à raison de 160 kg de DCO par hectare et par jour.

Ces même auteurs ont d'ailleurs estimé la quantité d'oxygène "transférable" en infiltration-percolation pendant la période de drainage à 5 mg d'oxygène/cm^2/jour soit 500 kg d'oxygène/ha/jour.

Ce chiffre est d'ailleurs très probablement inférieur à la capacité de transfert maximale du sol étudié,car le sol était à la capacité de rétention et la technique utilisée mesure une demande plus qu'un transfert maximum.

La comparaison de ce transfert de 500 kg d'oxygène/ha/jour avec les charges organiques appliquées données dans le tableau n° 15 montre la grande marge qui existe probablement en matière de fourniture d'oxygène pour l'épandage.

Il est aisé de montrer que l'épuration de la DCO n'est pas le premier facteur limitant dans l'épandage des eaux résiduaires urbaines.

En effet, une eau résiduaire urbaine (effluent primaire) apporte au maximum par litre 600 mg de DCO et 50 mg d'azote total. Si tout cet azote est nitrifié, cela correspond à une demande en oxygène de 228,5 mg soit avec la DCO une demande totale en oxygène de 600 + 228,5 = 828,5 mg par litre.

On atteint donc la saturation du système pour 500 kg d'oxygène transférés/ha/jour pour un apport de :

$$\frac{500 \times 10^3}{828,5} = 603,5 \text{ m}^3\text{/ha/jour soit } 110\,000 \text{ m}^3\text{/ha/an}$$

qui correspondent à un apport d'azote de 5 500 kg/ha/an (pour 50 % du temps en drainage).

En résumé, il semble que le rendement d'épuration du carbone soit toujours très élevé, 90 % et plus en DCO, et que l'on dispose pour le carbone d'une grande souplesse (climat, profondeur, anaérobiose) et d'une bonne marge de sécurité vis-à-vis des capacités maximales d'épuration.

1.2.2. Azote

L'azote est un élément recyclable par l'atmosphère car la fermeture du cycle de l'azote se fait par la seule dénitrification des nitrates et des nitrites. Il est par ailleurs exporté par les végétaux et peut être stocké dans le sol de sorte que l'établissement d'un bilan précis de l'azote au niveau d'un champ est difficile à réaliser et l'estimation d'un rendement d'épuration en azote hasardeuse.

L'azote apporté par les eaux résiduaires urbaines se trouve sous différentes formes : azote organique inclus dans les corps microbiens ou azote organique soluble, azote ammoniacal, nitrique et éventuellement nitreux,

ceci, pour une concentration globale, allant jusqu'à 50 mg d'azote par litre, qui dépend du stade de traitement des eaux.

L'azote ajouté au sol peut être : stocké, minéralisé, dénitrifié, absorbé par les végétaux. L'importance de ces différentes étapes sera examinée dans le cas des eaux résiduaires urbaines épandues.

- Stockage de l'azote dans le sol

. Filtration

L'azote organique contenu dans les corps microbiens ou dans d'autres particules en suspension est retenu par le simple rôle mécanique de filtration que joue le sol : ces matériaux s'accumulent à sa surface en colmatant, le cas échéant, la porosité. De telles accumulations sont susceptibles de se produire avec des eaux non décantées, ou, comme dans le cas d'Achères, avec des eaux enrichies avec des boues secondaires (BENOIST, 1973). Ce rôle de filtre est d'autant plus efficace que le sol est plus riche en éléments fins.

. Rétention des éléments en solution

Le sol est capable de retenir par capillarité une quantité d'eau, variable suivant sa texture ; celui-ci correspond à ce que les agronomes appellent l'humidité à la capacité de rétention. Cette eau peut contenir les différentes formes d'azote soluble ; l'azote ainsi retenu est très mobile dans la mesure où il est susceptible d'être déplacé par tout mouvement d'eau. C'est le cas en particulier de l'azote nitrique qui n'est pratiquement retenu que par ce seul mécanisme (ou le cas échéant par précipitation lorsque le sol est très sec).

Les quantités d'azote nitrique ainsi retenues peuvent être très importantes : alors qu'elles ne sont que de quelques dizaines ou centaines de kilos par hectare dans le profil des sols cultivés, des auteurs américains (MIELKE et ELLIS, 1976) en ont trouvé jusqu'à 18,2 t/ha sous des feed-lots (1) abandonnés : ceux-ci ne se déplacent pas tant que les pluies ne font que compenser l'évaporation, mais présentent un danger potentiel important pour les nappes.

. Adsorption

Les argiles, les hydroxydes et les composés humiques sont susceptibles de retenir par des phénomènes électrostatiques les particules chargées se trouvant dans leur voisinage. Ce complexe absorbant présentant surtout des charges négatives, retient essentiellement les cations, et,

(1) Parcs d'élevage industriel.

en ce qui concerne l'azote, l'ammonium et les formes aminées. Les quantités fixées dépendent de la capacité d'échange du sol, donc de sa richesse en colloïdes organiques et minéraux, et des autres éléments en solution avec lesquels les éléments azotés sont en équilibre dans les phénomènes d'adsorption. Un sol ayant une capacité d'échange de cations de 20 meq/100 g de sol pourrait ainsi retenir 67 t d'azote ammoniacal sur 2 m de profil par hectare, s'il était entièrement saturé en ammonium.

Parmi les éléments adsorbables l'ammonium a un comportement voisin de celui du potassium : comme lui, il peut aussi se fixer dans les espaces interfoliaires des argiles et devient alors, sous cette forme, beaucoup moins disponible pour la végétation ou toute autre utilisation microbienne.

Lors de l'épandage d'effluents urbains l'ammonium et l'azote organique semblent facilement retenus bien qu'il soit souvent difficile de savoir, d'après la littérature, si leur élimination de la solution est due à une adsorption suivie de la nitrification, ou bien seulement d'une transformation directe de l'ammonium en solution. Les quelques exemples suivants illustrent ce propos.

Mc MICHAEL et Mc KEE (1965) sur un bassin d'infiltration expérimental recevant pendant plus de 2 ans un apport journalier moyen de 170 mm d'eau de traitement secondaire, contenant de l'ordre de 25 mg/l d'azote essentiellement sous forme organique et ammoniacale, épandu à un rythme permettant un ressuyage régulier du bassin et une aération des horizons de surface, observent une diminution moyenne supérieure à 90 % pour les concentrations en ces différentes formes, par passage à travers 60 cm de sol ; ces quantités sont retrouvées alors intégralement sous forme nitrique.

De même BOUWER (1973) aux "Flushings Meadows", sur un sol particulièrement sableux (89 % de sable) avec un rythme d'irrigation de 2 jours suivis de 2 jours de ressuyage, et des apports de 600 à 900 mm par jour d'irrigation d'eaux issues de traitement secondaire, contenant environ 30 mg/l d'azote ammoniacal et 4 mg/l d'azote organique, obtient à 9 m de profondeur des eaux peu chargées en azote ammoniacal (1 à 5 mg/l), contenant de 20 à 30 mg/l d'azote nitrique. Ce même auteur, se référant au travail de LANCE et WISLER (1972) souligne que si les périodes de submersion se prolongent, l'ammonium peut-être recueilli intégralement dans les eaux de percolation. Ces chercheurs (1976 b), travaillant avec une colonne de sol provenant des "Flushing Meadows", notent que la capacité de rétention de l'ammonium est fonction du potentiel nitrifiant : au cours de cycles répétés de submersion et de ressuyage avec des eaux secondaires enrichies en glucose, ils observent une diminution de l'efficacité d'élimination de l'ammonium qu'ils attribuent à un colmatage progressif de leur colonne, et à un ralentissement consécutif de la nitrification pendant les phases de dessèchement.

Enfin, bien que le cas ne semble pas se poser ici, avec les effluents fortement chargés en sels minéraux, l'ammonium est loin d'être entièrement retenu par le sol, comme l'a observé GERMON (1977) avec des eaux résiduaires de sucreries.

. Réorganisation et humification

Les microorganismes utilisent à leur profit l'azote pour leur croissance lorsqu'ils disposent d'un substrat carboné, et que les conditions de milieu sont favorables (température, humidité, pH).

Il est généralement admis que cette "réorganisation" est le processus dominant lorsque le rapport C/N du matériau apporté est supérieur à 20-25. Lorsque le rapport C/N est inférieur à 20, c'est la minéralisation qui prévaut et libère une partie de l'azote.

Compte-tenu des caractéristiques des effluents urbains à rapport C/N bas, cette réorganisation a peu de chances de se produire sauf si l'on introduit un substrat carboné à rapport C/N élevé (résidus de récolte, paille, eaux résiduaires industrielles...).

Il ne semble pas que l'on ait utilisé jusqu'à présent les possibilités de "stockage" d'azote utilisant la réorganisation.

Cependant, l'azote apporté va participer à la synthèse de composés humiques, fraction "stable" de la matière organique du sol à rapport C/N voisin de 10 et qui représente entre 50 à 100 tonnes par hectare immobilisant de 2,5 à 5 tonnes d'azote. Ce stock d'humus peut être augmenté de façon importante par des apports de matières organiques suffisamment riches en carbone sous forme de résidus de récolte ou d'épandage d'eaux résiduaires. Certains auteurs ont fait de semblables observations avec des eaux résiduaires industrielles (LEFEVRE, 1977) ou urbaines (BENOIST, 1973). L'irrigation avec des effluents primaires pratiquée depuis 45 ans à Tilburg (NL) a enrichi très fortement le sol en matières organiques d'après BEEK et al (1977). Une estimation faite à partir de ces données indique que les 80 cm de sol superficiels contiennent 280 tonnes de matières organiques à l'hectare d'excédent par rapport au sol de départ. Cela équivaut à environ 11 à 14 tonnes d'azote stockées dans les matières organiques provenant de l'eau apportée et des résidus de récolte. Par contre, l'épandage d'effluents urbains préalablement traités en station, et relativement pauvres en matières organiques ne semble pas modifier, même à dose importante, le taux de matière humique du sol (SOPPER et KARDOS, 1973).

- Minéralisation de l'azote organique

Du fait de l'activité des microorganismes et des conditions de sol, le devenir quasi-inéluctable de l'azote organique est de se transformer en nitrate.

Le premier stade de la minéralisation est la transformation de l'azote organique en ammonium : celle-ci est réalisée par étapes successives par une microflore très diversifiée, dans les conditions d'environnement les plus diverses. Ceci peut conduire à d'éventuelles accumulations d'ammonium dans les milieux défavorables aux transformations ultérieures (basse température, anaérobiose, sols acides) ou dans des milieux où l'ammonification est trop rapide par rapport à la nitrification, par exemple lors d'apport de matières organiques particulièrement riches en azote et facilement dégradables. Cette accumulation peut entraîner des pertes par volatilisation, notamment dans les sols à pH alcalin : FENN et KISSEL (1976) ont montré que l'augmentation de la capacité d'échange s'accompagne d'une diminution de ces pertes.

Le second stade de la minéralisation est la nitrification, elle-même réalisée en deux étapes : l'oxydation de l'ammonium en nitrite puis de nitrite en nitrate. Les principaux agents de ces transformations sont respectivement les bactéries des genres Nitrosomonas et Nitrobacter : elles sont aérobies strictes, autotrophes, tirant leur énergie de l'oxydation de l'azote et utilisant comme substrat carboné le CO_2 ou les carbonates. Elles sont particulièrement sensibles aux conditions de milieu : elles ne se développent pas en absence d'oxygène et sont très sensibles aux pH s'écartant de leur zone d'activité optimale, située entre 6,8 et 9. L'oxydation de l'azote s'accompagnant d'une production de protons, elles sont inhibées par l'acidification qu'elles produisent, de même qu'elles le sont par des concentrations trop élevées de leurs substrats azotés respectifs, ou de leurs produits azotés terminaux issus de leur métabolisme ; en outre Nitrobacter est inhibé par l'ammoniaque (SENEZ, 1968).

Leur activité est ralentie aux faibles températures (inférieures à 10°C) mais est loin d'être inexistante. Nitrobacter étant le plus sensible, on peut observer dans de telles conditions des accumulations plus ou moins passagères de nitrite ou d'ammonium.

L'effet des substances organiques est discuté : si selon certains auteurs les produits carbonés organiques sont inhibiteurs (SENEZ, 1968), dans le sol, l'apport de matière organique peut avoir un double effet indirect : ralentir leur croissance en réduisant la quantité d'oxygène disponible, ou au contraire les stimuler en augmentant la concentration en CO_2.

La vitesse de transformation de l'azote jusqu'au stade nitrate va dépendre de plusieurs paramètres :

. forme d'azote apportée

Les effluents secondaires contiennent essentiellement de l'ammonium, des quantités variables de nitrate, peu d'azote organique et peu de substrat carboné. Dans ces conditions la nitrification complète de l'azote est rapide. Par contre elle le sera moins avec l'épandage d'effluents primaires, la nitrification ne se faisant efficacement qu'après la transformation des produits carbonés.

. l'aération du sol

C'est le principal facteur limitant ; l'épandage d'eau s'accompagne d'anaérobiose temporaire ou prolongée. Dans les sols où l'on alterne des périodes courtes d'irrigation et de dessèchement, la nitrification se fait correctement et rapidement : par exemple avec plusieurs petites applications journalières (ROBECK et al, 1964), 1 application en moyenne de 170 mm par jour (Mc MICHAEL et Mc KEE, 1965), 2 jours d'irrigation avec 600 mm par jour suivis de 2 jours de ressuyage (BOUWER, 1973), 1 application de 25 à 50 mm par semaine (KARDOS et SOPPER, 1973). De même, avec des effluents d'élevage très fortement chargés en azote organique et carbone, ERICKSON (1972) parvient à une oxydation totale de l'azote apporté journellement par une hauteur de 20 mm.

Si l'irrigation du sol est prolongée entraînant une aération insuffisante, l'ammonium migre sans être nitrifié (BOUWER, 1973) ou nitrifie de façon incomplète (LANCE et al, 1976 b).

On peut ainsi remarquer que la nitrification de l'azote apporté lors de l'épandage d'effluents primaires à Brunswick est complète pour 6 apports échelonnés de 50 mm/an alors qu'elle ne l'est pas à Achères où l'épandage est plus important (2 m/an) et probablement moins bien réparti par l'irrigation à la raie (BENOIST, 1973).

. la température

Les basses températures réduisent l'activité des micro-organismes, tout en limitant parallèlement la vitesse d'évaporation de l'eau et donc l'aération du sol. Ceci a notamment conduit les responsables des "Flushing Meadows" à moduler la durée de la période de ressuyage de leur dispositif (10 jours en été, 20 jours en hiver) afin de permettre une oxydation correcte, entre deux épandages, de l'ammonium retenu par le sol.

.les métaux lourds

L'effet des métaux, qualifiés abusivement de lourds, sur la minéralisation de l'azote a été étudiée par différents auteurs, notamment LIANG et TABATABAI (1977) et MORISSEY (1975).Les premiers, en opérant avec 4 sols enrichis en métaux à la dose de 5 moles par tonne de terre, ont observé un effet dépressif de tous les métaux couramment invoqués. MORISSEY (1975) de son côté observe des effets variables : à la dose de 500 g de métal par tonne de

terre, Pb, Cu, Mn, Zn, Ni, Cd ont un effet stimulant sur la minéralisation de l'azote du sol, et un effet dépressif à la dose double. Cr a un effet dépressif aux deux doses.

Les teneurs en métaux des effluents secondaires sont relativement faibles, ceux-ci étant évacués surtout dans les boues. Les quantités appliquées avec des épandages conçus comme moyen d'irrigation, bien que non négligeables (BOUWER et CHANEY, 1974) ne devraient pas poser de graves problèmes, ceci d'autant plus qu'au contact du sol les métaux semblent perdre assez rapidement leur toxicité (MORISSEY, 1975).

Par contre, il pourrait en être autrement avec les effluents primaires où les concentrations sont plus élevées. Les données à ce sujet sont insuffisantes.

- Dénitrification

La dénitrification est la réduction par voie microbienne, ou accessoirement chimique, des nitrates à l'état gazeux : essentiellement N_2O et N_2. Dans les sols, ce mécanisme souvent mis en cause pour rendre compte de bilans azotés déficitaires, tend à être utilisé comme un moyen de traitement tertiaire des eaux urbaines.

. Microorganismes responsables - Influence du milieu

Si la propriété de réduire les nitrates en nitrites est très répandue parmi les espèces microbiennes, celle de parvenir jusqu'aux stades N_2O ou N_2 n'est l'apanage que d'une vingtaine d'entre elles, appelées dénitrifiants vrais. Ces microorganismes ont des propriétés physiologiques particulières : ce sont des anaérobies facultatifs, dénués de pouvoir fermentaire. En absence d'oxygène, ils se développent en présence de nitrate, ou de nitrite, dont ils se servent comme accepteurs d'électrons dans leurs processus respiratoires : dans ces conditions, ils ont une croissance abondante, leur aliment carboné étant totalement oxydé en CO_2 et H_2O (PICHINOTY, 1973). La réduction des nitrates, par l'intermédiaire de cette "respiration nitrate" se trouve donc couplée à l'oxydation d'un substrat organique ; stoéchiométriquement, à partir d'un sucre, on peut écrire :

$$4\,H^+ + 5\,(CH_2O) + 4\,NO_3^- \rightarrow 2\,N_2 + 5\,CO_2 + 7\,H_2O$$

$$2\,H^+ + 2\,(CH_2O) + 2\,NO_3^- \rightarrow N_2O + 2\,CO_2 + 3\,H_2O$$

Pour réduire une molécule de nitrate, il faudrait donc, en théorie, 1 carbone de sucre simple pour parvenir au stade N_2O et 1,25 carbone pour que la réduction parvienne à N_2.

Dans la pratique, ces quantités sont plus élevées, comme le rappellent FOCHT el al (1975). BOWMAN et FOCHT (1974) travaillant avec des échantillons de sols qu'ils enrichissent en nitrate et en glucose, obtiennent une vitesse de dénitrification maximale avec un rapport C (glucose)/N (NO_3) voisin de 3.

La présence d'un substrat organique comme source d'électrons est donc la première condition au développement de ce processus. Dans les sols la liaison entre ce phénomène et la quantité de matière organique a été soulignée par de nombreux auteurs (BURFORD et BREMNER, 1975 ; GARCIA et al, 1974 ; STANFORD et al, 1975....).

En ce qui concerne les autres facteurs de l'environnement, il suffit de rappeler que ce phénomène a une zone de température optimale située entre 60 et 65 °C, mais est cependant très efficace aux températures plus basses, et une zone de pH optimal comprise entre 7 et 8,6. On peut rappeler à ce sujet, que les dénitrifiants ont sur le pH, l'effet inverse des nitrifiants. La dénitrification s'accompagne en effet d'une consommation de protons. Ces conditions ambiantes de température et de pH ont un effet sur le produit terminal formé : plutôt N_2O à pH acide ou à basse température et N_2 à pH neutre et aux températures plus élevées.

L'effet de l'oxygène, ou plutôt la nécessité d'une absence d'oxygène pour que la dénitrification ait lieu a été longtemps discutée, notamment pour le sol. Il semble admis maintenant par la plupart des auteurs (PICHINOTY, 1973) que le phénomène est uniquement anaérobie, et que la dénitrification observée en condition aérobie ne peut résulter que d'une dénitrification chimique, ou d'une dénitrification biologique en des endroits où la diffusion de l'oxygène est insuffisante pour assurer le renouvellement de celui consommé.

Les agronomes se sont souvent posés le problème de savoir si nitrification et dénitrification pouvaient avoir lieu simultanément dans un même écosystème. BROADBENT (1973) rapporte une série d'expérimentations apportant une réponse positive à cette question.

. La dénitrification dans les terrains d'épandage

L'argument le plus souvent avancé pour limiter les doses d'épandage d'eaux résiduaires est la nécessité de protéger les nappes d'une éventuelle contamination par les nitrates. Cependant, si avec des apports d'azote calculés en fonction des exportations par les récoltes on peut espérer recycler une forte proportion de cet élément, celle-ci n'est jamais complète, et des épandages même modérés conduisent à des accumulations de nitrates dans le sol (BOUWER et CHANEY, 1974).

D'un autre côté, la dénitrification est un processus dont l'importance dans les conditions de culture habituelles est non négligeable. Ainsi, de nombreux auteurs (ADRIANO et al, 1972 ; DEVIT et al, 1976 ; LUND et al, 1974 ; PRATT et al, 1972 ; REMY, 1977 ; SMITH, 1976) admettent-ils son existence pour expliquer, dans diverses conditions, des bilans azotés déficitaires. AVNIMELECH et RAVEH (1976) travaillant sur différents sols recevant différents traitements -dont des irrigations avec des eaux de traitements secondaires- concluent que l'irrigation et la fertilisation conduisent à un enrichissement des eaux de drainage, mais que cet enrichissement est beaucoup plus faible que celui attendu à partir du simple calcul arithmétique basé sur les apports et les exportations. Le mécanisme le plus important de ce déficit est probablement la dénitrification. Les résultats de ces auteurs sont donnés dans le tableau n° 16, comparant avantageusement l'épandage des eaux secondaires aux techniques de fertilisation et d'irrigation traditionnelles.

Pour que l'azote soit éliminé par dénitrification, il faut donc que les conditions suivantes soient remplies :

- nitrification préalable de l'azote en aérobiose,
- présence d'une zone anaérobie,
- présence d'un substrat organique comme source de pouvoir réducteur.

Partant de ces données, plusieurs auteurs ont montré que l'on pouvait intensifier au besoin ce processus dans le sol pour réduire efficacement les entraînements de nitrates. A ce sujet, nous rappellerons les travaux suivants :

- AVNIMELECH et al (1974), sur les sols de la "Hula Valley" (ISRAEL) où les eaux de percolation, qui sont drainées vers le Jourdain, étaient enrichies en nitrate à la suite d'une minéralisation intense de l'azote des sols récemment mis en culture, a montré que ces contaminations pouvaient être efficacement réduites par un épandage d'eau en fin d'été, suffisant pour créer un engorgement de quelques jours. Le sol étant riche en matière organique, les nitrates disparaissent rapidement ; les quantités ainsi éliminées atteignent en moyenne 561 kg/ha dans les différentes parcelles étudiées.

- ERICKSON (cité par BOUWER et CHANEY, 1974) a mis en place un système permettant de traiter efficacement des effluents d'élevage. Il crée artificiellement, dans le sol, un horizon imperméable à 2 m de profondeur entraînant la formation d'une nappe superficielle. Sur le sol de surface plus perméable et mieux aéré, il effectue des apports fréquents et répétés allant jusqu'à 20 mm/jour. L'azote est nitrifié en surface et dénitrifié en profondeur. Il élimine ainsi 96 à 99 % de l'azote apporté, c'est-à-dire de l'ordre de 700 kg par hectare et par mois pendant l'été.

TABLEAU 16 : NITRATES DANS LA SOLUTION DU SOL ET NITRATES LESSIVES DANS DIFFERENTS SITES

Description du site		Nombre de sites	Excès d'azote	Charge Hydraulique	Concentration moyenne en $N\text{-}NO_3$ dans la solution du sol (2 - 10 m)	Azote nitrique lessivé (1)	Déséquilibre en azote (2)
Utilisation du sol	Sol		(kg N/ha/an)	(m3/ha/an)	mg/litre	(kg/ha/an)	(%)
Non cultivé	limon sableux	2	10	1 200	11±5	13±6	- 27±63
Cultures sèches	limon argileux	1	20	2 100	23±18	50±36	- 150±180
Cultures irriguées	limon argileux	1	100	3 000	11± 4	37±12	63±12
Irrigation avec des effluents	limon sableux	5	650± 28	3 400±400	37±13	117±81	39±54
Vergers	limon argileux	2	440±160	3 400±15	13±15	50±48	92± 9
Vergers	limon sableux et limon	2	204± 23	3 500±360	35±33	127±124	82±12

D'après AVNIMELECH et RAVEH, 1976

(1) Azote apporté aux champs moins l'azote exporté par les récoltes (l'azote apporté comprend 10 kg d'azote apporté par les pluies)

(2) Déséquilibre en azote = $\frac{\text{Excès d'azote - azote nitrique lessivé}}{\text{Excès d'azote}} \times 100$. Une valeur positive indique un déficit, une valeur négative un gain d'azote.

- BOUWER et al (1974) ont réalisé un dispositif à infiltration rapide appelé "Flushing Meadows project" recevant les eaux de traitement secondaire d'une station d'épuration de Phoenix (ARIZONA). Les bassins ont été aménagés sur un sol sableux (89 % de sable), profond (72 m), reposant sur un banc d'argile. Les eaux sont amenées dans les bassins de façon à alterner des périodes de submersion et de dessèchement, et sont récupérées après passage à travers le sol par l'intermédiaire de puits situés entre les bassins. L'eau ainsi récupérée devrait pouvoir être réutilisée à diverses fins domestiques.

L'alternance du fonctionnement (humectation-dessèchement) est conçue pour permettre, dans la phase sèche une minéralisation de l'azote apporté et stocké lors du cycle précédent, puis dans la phase humide, une dénitrification de l'azote ainsi nitrifié.

Avec des apports de 90 à 120 m d'eau par an, correspondant à des charges en azote de 27 à 36 t/ha/an et un rythme de 2 semaines de submersion - 2 semaines de dessèchement, ces auteurs ont obtenu une élimination d'environ 30 % de l'azote apporté.

- LANCE et al (1976 c) travaillant sur des colonnes de sol qu'ils estiment être un bon modèle des "Flushing Meadows", ont montré qu'ils pouvaient augmenter nettement ce pourcentage d'élimination et atteindre une valeur de 80 % en réduisant la vitesse de percolation (par augmentation du tassement du sol), qui permet une meilleure diffusion des nitrates contenus dans le sol dans l'effluent nouvellement apporté, ou en recyclant les eaux qui s'écoulent en début de période de submersion, et qui contiennent l'essentiel des nitrates non dénitrifiés.

Ces auteurs ont notamment observé sur leurs colonnes une relation entre le pourcentage d'azote éliminé et la vitesse de filtration du type :

$$\log Y = A - B \log X$$

Y étant le pourcentage d'azote éliminé, X la vitesse de percolation, A et B des constantes caractéristiques du sol utilisé (C/N, granulométrie...).

Cette rapide analyse nous amène à plusieurs conclusions :

- *La limitation de l'épandage basée sur des apports d'azote correspondant aux seules exportations par la végétation n'est pas forcément la meilleure façon de protéger les nappes. Ces conditions favorisent une nitrification intense et les risques de lessivage car les aléas climatiques ne sont pas écartés.*

- Il semble possible tout en apportant des quantités d'eaux plus importantes d'éliminer en grande partie les nitrates en excès. La mise en place sous nos climats de dispositifs d'irrigation expérimentaux devrait être étudiée. En ce domaine le choix des sols semble devoir jouer un rôle important : dans la littérature est souvent citée l'existence d'une relation entre intensité de la dénitrification dans les sols et la teneur en argile (qui ralentit la circulation de l'eau et augmente la capacité de rétention).

- Les études des équipes de BOUWER (1973) et LANCE et al (1976 b) laissent entrevoir la possibilité de mise au point d'installation de traitement tertiaire basée sur l'infiltration dans le sol d'un coût nettement inférieur à celui des installations en station.

- Enfin, si le rôle de N_2O dans la décomposition de l'ozone est confirmé (JOHNSTON, 1972) il sera nécessaire de conduire des études pour que la dénitrification parvienne à son stade ultime : N_2

- Exportation par les cultures

Les végétaux auront deux types d'effets sur la dynamique de l'azote dans les sols :

. un effet direct par l'exportation par les cultures et le blocage dans les résidus de récolte (qui a été détaillé antérieurement).

L'effet bénéfique de l'irrigation par les eaux résiduaires a été démontré par différents auteurs, sans qu'il soit toujours possible de discerner ce qui revient à l'apport d'eau de ce qui revient aux éléments fertilisants (LEFEVRE, 1977 ; SOPPER et KARDOS, 1973). DAY et al (1975) ont cependant observé un effet bénéfique spécifique sur la composition du blé, notamment sur la teneur en certains acides aminés essentiels, avec des épandages d'eaux résiduaires comparés à des irrigations apportant les mêmes quantités d'eau et de fertilisants.

Le choix de la culture peut permettre d'augmenter plus ou moins les exportations d'azote. Sur leur dispositif expérimental du "Penn State Project" SOPPER et KARDOS (1973) montrent qu'avec un maïs-ensilage les exportations d'azote peuvent largement compenser les apports, et rappellent l'efficacité du reed canary-grass (millet long) qui, irrigué toute l'année, en exporte jusqu'à 460 kg/ha/an.

Par ailleurs, TOFFLEMIRE (1977) rappelant les travaux de MUIR et al (1976), signale que la luzerne présente un enracinement nettement plus profond que la plupart des autres plantes cultivées et est capable d'exporter de grandes quantités d'azote. Cependant la luzerne ne supporte pas très bien l'hydromorphie (DOMMERGUES et al, 1971) et des précautions doivent probablement être respectées avec cette plante notamment en ce qui concerne les doses d'eau apportées.

. un effet indirect par leur action sur les propriétés physiques du sol et sur le développement des microorganismes.

Il est bien connu en effet que par leur chevelu racinaire, les végétaux maintiennent la structure du sol et empêchent sa défloculation notamment lors de pluies abondantes ou de submersion. BOUWER (1973) a ainsi remarqué sur les "Flushing Meadows" que la présence d'un couvert végétal améliorait la vitesse de filtration de ses bassins. (Cependant, il ne précise pas combien de temps il a pu maintenir cette végétation en bon état !) Ce maintien de la structure doit favoriser l'aération pendant les périodes de dessèchement et par conséquent la minéralisation des matériaux azotés : toutefois sur ce point, les racines entrent en compétition avec des microorganismes pour la consommation de l'oxygène.

Les racines produisent par ailleurs des quantités importantes d'exsudats utilisables par les microorganismes : d'après MARTIN (1975) 5 à 15 % du carbone fixé par la photosynthèse est ainsi libéré au niveau des racines. Ce substrat organique peut favoriser la croissance et l'activité des microorganismes dénitrifiants comme l'ont montré différents auteurs (RIVIERE, 1959 ; GARCIA et al, 1974 ; WOLDENDORP, 1968).

Il est donc certain que pour éviter les entraînements d'azote, on a tout intérêt à pratiquer l'épandage sur des sols portant un couvert végétal qui exportera, au moins en partie l'azote apporté, favorisera le maintien de la structure du sol, et accélèrera probablement les phénomènes de dénitrification.

- Conclusion

En ce qui concerne l'évolution de l'azote, l'épandage d'eaux résiduaires peut être considéré soit comme un moyen de traitement (secondaire, tertiaire ou les deux à la fois) ou bien comme une irrigation fertilisante. Selon que l'on choisisse de se placer dans l'un ou l'autre cas, les techniques utilisées seront différentes.

Etant donnée la conjoncture actuelle qui semble devoir se prolonger, il est beaucoup plus rationnel de se placer dans le second cas de figure partout où cela est possible. Il semble donc que devant la nécessité d'économiser les fertilisants d'une part, et de préserver la qualité de nos ressources en eau d'autre part, l'on s'oriente vers une gestion plus rigoureuse des épandages d'eaux résiduaires.

Les études réalisées jusqu'à maintenant, essentiellement en pays étrangers, ont apporté certains acquis : l'épandage à doses modérées semble un moyen d'épuration tertiaire efficace ; l'apport de très faibles doses répétées ne semble pas mieux protéger les nappes, que celui de doses plus importantes et moins fréquentes ; l'importance de la dénitrification est réelle, et ce procédé, moyennant quelques mises au point techniques, semble pouvoir être contrôlé ; les exportations par les végétaux sont fonction de la culture choisie.

Il existe aussi une possibilité de stockage d'azote dans les matières organiques du sol.

En ce qui concerne les effluents primaires, la vitesse de minéralisation de leur azote n'est pas connue et devrait être étudiée. De même devrait-on se pencher sur les moyens d'éliminer l'azote recueilli dans les eaux de drainage comme à ACHERES ou à BRUNSWICK : on pourrait déjà refaire avec ces effluents, des expériences analogues à celles de LANCE et al (1976 c) avec les effluents secondaires.

Les possibilités d'immobilisation temporaire de l'azote, sous forme organique, par épandage sur des résidus de récolte (pailles de céréales) sembleraient devoir être étudiées.

En ce qui concerne la dénitrification, il serait certainement opportun d'expérimenter sous nos climats et avec nos sols les techniques d'AVNIMELECH et RAVEH (1974), de LANCE et al (1976 c) ou d'ERICKSON (1972).

1.3. Eléments non recyclables par l'atmosphère

On distinguera les macroéléments qui sont réexportés en quantités notables par les cultures, des microéléments peu réexportés et dont l'importance sera étudiée au chapitre III paragraphe 5.2.

Une attention particulière sera portée au phosphore, élément considéré comme principal responsable des phénomènes d'eutrophisation.

1.3.1. Rappels sur les processus régissant les interactions sol-minéraux

Les principaux mécanismes mis en jeu sont l'échange d'ions, l'adsorption, la précipitation et l'oxydo-réduction.

Echange d'ions

Il s'agit d'un processus réversible d'échange de cations et d'anions entre phase solide et phase liquide ou entre phases solides présentant un contact étroit.

Dans le sol, les sites d'échange se situent essentiellement sur les colloïdes argilo-humiques (charges positives sur humus, négatives sur argile) qui déterminent le "complexe absorbant". Ce potentiel d'échange s'exprime par la capacité d'échange T (ou aussi capacité d'échange cationique CEC) qui s'exprime en milliéquivalents pour 100 g de sol. Cette grandeur varie de 5 meq/100 g en sol sableux peu humifère à plus de 35 meq/100 g en sol argileux humifère. Théoriquement, à titre indicatif, une valeur moyenne de la capacité d'échange, donne une possibilité de fixation de 20 tonnes de potassium par ha, dans la couche arable (CATROUX et al, 1974).

Compte-tenu de la valence et de la taille des ions, l'adsorption des cations par les minéraux argileux se fait dans l'ordre croissant suivant (ROUTSON et al, 1970) :

Na, K, Cs, Mg, Ca, Sr, Al.

Les phénomènes d'échange sont généralement plus nets pour les cations que pour les anions.

Réactions d'adsorption

Ces réactions correspondent à l'adhésion en couches très fines de molécules de gaz, de substances dissoutes ou de liquides à la surface de solides en contact (ELLIS, 1973).

Deux formules permettent de rendre compte de ces processus, elles peuvent être utilisées pour prévoir l'adsorption d'effluents (voir chapitre III paragraphe 1.3.2.).

. La formule "isotherm" de FREUNDLICH :

$$X/m = K\ C^{1/n}$$

où X/m = quantité d'ions adsorbés par unité de poids de l'adsorbeur

C = concentration à l'équilibre de l'adsorbé, après adsorption

K et n = constantes.

. La formule "isotherm" de LANGMUIR :

$$\frac{(M)}{x/m} = \frac{1}{Kb} + \frac{(M)}{b}$$

ou M = activité de l'ion en moles/l

x/m = meq de l'ion M adsorbé pour 100 g d'adsorbeur

K = constante relative à l'énergie de liaison

b = quantité maximale de l'ion M en meq/100 g.

Les utilisations possibles de ces formules sont résumées par ELLIS et KNEZCK (1972). Certaines applications relatives à l'adsorption des phosphates, des sulfates, du bore, des métaux lourds seront signalées ci-après.

Réactions de précipitation

Beaucoup d'ions introduits par les effluents peuvent se combiner avec d'autres ions de la solution du sol pour précipiter à l'état de composés insolubles.

Si les produits sont stables, le niveau des ions restant peut être déduit des produits de solubilité (tableau n° 17). Si la loi d'action de masse s'applique, les vitesses de réaction sont données par des équations connues faisant intervenir l'activité des composés.

Beaucoup de métaux lourds ont des hydroxydes insolubles pouvant se former dans le sol.

Oxydo-réduction

Ces réactions, qui correspondent à un transfert d'électrons, se produisent dans le sol en fonction de la quantité d'oxygène présente.

Dans les conditions anaérobies, ce sont les phénomènes de réduction qui prédominent. Pour l'azote, il peut y avoir dénitrification, transformation de l'azote nitrique en azote gazeux ; pour le fer passage de l'état oxydé, stable (Fe^{+++}) à un stade réduit ferreux (Fe^{++}) beaucoup plus mobile dans le sol.

Pour le phosphore, la quantité de phosphore extractible s'accroît de 3 fois lorsque le potentiel passe de 200 à -200 mv. Le point essentiel de cette réaction se situant à 200 mv valeur correspondant au début de la réduction du fer, il semble que les deux phénomènes soient liés. Un sol en conditions réductrices adsorbera donc moins de phosphore que le même sol très aéré.

TABLEAU N° 17 : PRODUITS DE SOLUBILITE

POUR DIVERS COMPOSES

(d'après ELLIS 1973)

Formule	Réaction de dissociation	Produit de Solubilité
$CdCO_4$	$CdCO_4 = Cd^{++} + CO_3^{--}$	$5,2 \times 10^{-12}$
$CaCO_3$	$CaCO_3 = Ca^{++} + CO3^{--}$	$6,9 \times 10^{-5}$
$CoCO_3$	$CoCO_3 = Co^{++} + CO3^{--}$	8×10^{-13}
$CuCO_4$	$CuCO_4 = Cu^{++} + CO4^{--}$	$2,5 \times 10^{-10}$
$PbCO_4$	$PbCO_4 = Pb^{++} + CO_3^{--}$	$1,5 \times 10^{-13}$
Hg_2Cl_2	$Hg_2Cl_2 = Hg_2^{+} + 2Cl^{-}$	$1,1 \times 10^{-14}$
$Al(OH)_3$	$Al(OH)_3 = Al^{+++} + 3OH^{-}$	5×10^{-33}
$Cd(OH)_2$	$Cd(OH)_2 = Cd^{++} + 2OH^{-}$	$2,0 \times 10^{-14}$
$Cr(OH)_3$	$Cr(OH)_3 = Cr^{+++} + 3OH^{-}$	7×10^{-33}
$Co(OH)_2$	$Co(OH)_2 = Co^{++} + 2OH^{-}$	$2,5 \times 10^{-16}$
$Cu(OH)_2$	$Cu(OH)_2 = Cu^{++} + 2OH^{-}$	$1,6 \times 10^{-19}$
$Fe(OH)_4$	$Fe(OH)_4 = Fe^{+++} + 3OH^{-}$	6×10^{-35}
$Fe(OH)_2$	$Fe(OH)_2 = Fe^{++} + 2OH^{-}$	2×10^{-15}
$Pb(OH)_2$	$Pb(OH)_2 = Pb^{++} + 2OH^{-}$	4×10^{-15}
$Mg(OH)_2$	$Mg(OH)_2 = Mg^{++} + 2OH^{-}$	$8,9 \times 10^{-12}$
$Mn(OH)_2$	$Mn(OH)_2 = Mn^{++} + 2OH^{-}$	2×10^{-13}
$Hg(OH)_2$	$Hg(OH)_2 = Hg^{++} + 2OH^{-}$	3×10^{-26}
$Ni(OH)_2$	$Ni(OH)_2 = Ni^{++} + 2OH^{-}$	$1,6 \times 10^{-16}$
$Zn(OH)_2$	$Zn(OH)_2 = Zn^{++} + 2OH^{-}$	5×10^{-17}
$CaSO_4$	$CaSO_4 = Ca^{++} + SO4^{--}$	$2,4 \times 10^{-11}$
CdS	$CdS = Cd^{++} + S^{--}$	6×10^{-27}
CoS	$CoS = Co^{++} + S^{--}$	5×10^{-22}
CuS	$CuS = Cu^{++} + S^{--}$	4×10^{-36}
PbS	$PbS = Pb^{++} + S^{--}$	4×10^{-26}
MnS	$MnS = Mn^{++} + S^{--}$	8×10^{-14}
HgS	$HgS = Hg^{++} + S^{--}$	1×10^{-60}
NiS	$NiS = Ni^{++} + S^{--}$	1×10^{-22}
ZnS	$ZnS = Zn^{++} + S^{--}$	1×10^{-20}
$AlPO_4.H_2O$	$AlPO_4 = Al^{+3} + PO_4^{-3}$	3×10^{-23}
$FePO_4.H_2O$	$FePO_4 = Fe^{+3} + PO_4^{-3}$	1×10^{-26}
$Ca_4H(PO_4)_3$	$Ca_4H(PO_4)_3 = 4Ca^{2+} + H^{+} + 3PO_4^{3-}$	1×10^{-45}
$Ca_{10}(PO_4)_6F_2$	$Ca_{10}(PO_4)_6F_2 = 10Ca^{2} + 6PO_4^{3-} + 2F^{-}$	4×10^{-119}
$Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$	$Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$	
	$= 10Ca^{2+} + 6PO_4^{3-} + 2OH^{-}$	2×10^{-114}

Grâce à sa porosité, le sol permet l'aération des solutions retenues. CLARCK et KEMPER (1967) estiment entre 27 et 54 kg la quantité d'oxygène absorbée par ha et par jour par un sol nu, et entre 80 et 160 kg la quantité absorbée avec une culture en croissance, cette quantité variant avec l'humidité du sol.

1.3.2. Cas particulier du phosphore

Les eaux résiduaires urbaines sont riches en phosphore, de 0 à 20 mg par litre, que les traitements biologiques en station n'arrêtent que partiellement.

La capacité des sols à fixer énergiquement le phosphore est bien connue. Elle a été rappelée par JOHN (1971). Elle serait reliée principalement à la présence d'aluminium, de fer, de calcium.

Pour ELLIS (1973),l'adsorption du phosphore en fonction des caractéristiques des différents horizons du sol peut être prévue par application de la formule de LANGMUIR.

SPHAPIRO et FRIED (1959) ont adapté cette formule pour rendre compte de deux zones d'adsorption, l'une pour de faibles concentrations (moins de 1 ppm de P en solution), l'autre pour de hautes teneurs.

D'après ELLIS (1973) beaucoup d'effluents contiennent 10 mg/l environ de P total, à l'état d'orthophosphates, polyphosphates et formes organiques. Ces dernières se dégraderaient rapidement en orthophosphates dans le sol. Les sols adsorbent rapidement le phosphore jusqu'à saturation de leur capacité, celle-ci n'étant pas totalement atteinte avec les teneurs habituelles en P des eaux résiduaires. L'adsorption varie de 71 à 95 % pour des sols sableux et des limons argileux. Il en déduit les quantités adsorbées à l'unité de surface qui exprimées en kg de P_2O_5 par horizon de 1 mètre sur un hectare varient de 664 à 6 305 kg pour les sols sableux et de 5 190 à 16 365 kg pour les limons et les limons argileux.

Par ailleurs, le phosphore précipite dans le sol (phosphates calciques) surtout pour des pH supérieurs à 6,0, valeurs pouvant être atteintes par l'apport continu d'eaux usées qui ont souvent des pH dépassant 7,0.

Enfin, pour ROUTSON et al (1970), le devenir du phosphore dans le sol dépend en partie du rapport C/P des effluents. Si le rapport C/P dépasse 225, il y aura immobilisation de phosphore car utilisé pour l'activité biologique ; dans le cas contraire le niveau critique de P vis-à-vis de l'activité biologique et de la minéralisation sera atteint.

Rappelons que pour PATRICK (1960), la quantité de phosphore extractible est multipliée par 3 en anaérobiose, quand le potentiel redox passe de 200 mv à -200 mv.

Les sols ont donc une capacité de fixation du phosphore très importante qui n'empêche cependant pas la migration en profondeur du phosphore sous forme organique, telle qu'elle a été constatée par CAMPBELL et al (1975) avec des effluents d'élevage très riches en matières organiques. Ce risque ne semble pas se présenter dans la pratique puisque BEEK et al (1977) constatent une accumulation de phosphore (dont 15 à 20 % sous forme organique), limitée aux 50 cm de surface sur un sol où l'épandage d'effluents primaires est pratiqué depuis 45 ans à raison de 2 400 mm par an environ. Ces auteurs ont estimé la quantité de P_2O_5 stockée dans le profil (sur 70-80 cm) à environ 16 000 kg par hectare pour un sol sableux de pH neutre, ce qui recoupe bien les chiffres cités par ELLIS (1973).

De nombreuses données rappelées par BOUWER et al (1974), REED et al (1972) indiquent que sur le terrain, la rétention du phosphore par les sols est très efficace pour l'irrigation où la dose apportée ne s'éloigne en général que peu des possibilités d'exportation par les cultures et de stockage dans le sol.

Par contre, le ruissellement contrôlé serait moins efficace, BOUWER et al (1974) rapportent des réductions de l'ordre de 35 à 50 %.

Enfin, en ce qui concerne l'infiltration-percolation, ces auteurs rapportent que 30 à 70 % du phosphore sont arrêtés après 9 mètres de sol traversé pour des applications annuelles de 10 000 kg de phosphore par hectare depuis plusieurs années.

Les exportations par les cultures sont rappelées au chapitre 4. Sur la base de 100 kg de P_2O_5 exportés par hectare et par an en prenant une concentration maximale de 20 mg de P par litre, soit 45 mg de P_2O_5 par litre, la dose limite à épandre serait de 220 mm par an, ceci sans tenir compte des possibilités de stockage dans le sol dont on a vu l'importance précédemment.

Il n'apparaît donc pas qu'il puisse y avoir de problèmes pour le phosphore avec les eaux apportées par irrigation. En revanche, ruissellement contrôlé et infiltration-percolation peuvent avoir une efficacité limitée dont il faudra tenir compte pour définir un éventuel périmètre de protection.

1.4. Efficacité de l'épandage vis-à-vis des agents pathogènes

Les eaux résiduaires urbaines sont connues pour contenir fréquemment des agents pathogènes qui ne sont que partiellement arrêtés par les traitements actuellement opérés en station d'épuration. Il est même hautement probable que l'élimination totale de ces agents pathogènes ne sera pas atteinte dans l'avenir, pour des raisons techniques et/ou économiques.

Dans ces conditions, le rejet dans le milieu naturel d'eaux résiduaires urbaines même traitées, présente des risques pour la santé de l'homme. SEPP (1971) a d'ailleurs rappelé un certain nombre de cas de transmissions d'agents infectieux et d'épidémies dus aux eaux résiduaires urbaines et domestiques.

Dans la mesure où l'épandage est une solution envisagée pour le traitement des eaux résiduaires urbaines, il convient d'en évaluer les risques aussi objectivement que possible, afin de prendre les précautions nécessaires à leur prévention.

Plusieurs revues récentes traitent en détail de ces problèmes sanitaires et notamment (par ordre alphabétique) BURGE (1974), DUNLOP (1968), FOSTER et al (1974), SEPP (1971). Ces auteurs, à partir d'une bibliographie importante, ont tenté de présenter une vue synthétique sur les risques sanitaires dus aux eaux d'égout.

De nombreuses données leur seront empruntées dans cette mise au point dont l'objet est plutôt de traduire en termes pratiques d'épandage les données que l'on peut tenir comme sûres.

1.4.1. Cheminements des agents pathogènes jusqu'à l'homme

Face aux risques sanitaires dus aux eaux résiduaires et notamment à leur épandage, toutes les attitudes sont possibles, depuis le pessimisme le plus sombre jusqu'à l'optimisme exagéré.

La littérature rapporte en effet des cas d'épidémies dues aux eaux résiduaires épandues, notamment de diphtérie, thyphoïde, etc... (jusqu'à 7 500 cas mortels d'entérites au Mexique attribués à l'usage agricole d'eaux d'égout en 1959 - HEUKELEKIAN, 1962).

Il est donc bien évident que l'usage agricole des eaux résiduaires présente des risques. Cependant, il existe de nombreux exemples d'épandage sans problèmes graves, notamment à ACHERES et ce, depuis de nombreuses années. Que conclure ?

Comme BURGE (1974) le rappelle, les cas d'épidémie cités se rapportent pour la plupart à l'utilisation de matières de vidange, d'eaux résiduaires ou de boues brutes employées le plus souvent sur des légumes consommés crus.

Or à côté du cheminement le plus direct (consommation de légumes contaminés) les agents pathogènes peuvent atteindre l'homme par des eaux de surface, par les eaux de nappes et par voie aérienne. Les risques sanitaires seront très différents en fonction du cheminement "emprunté".

1.4.2. Généralités sur la survie des agents pathogènes dans l'environnement

De très nombreuses études ont été effectuées sur ce sujet. Elles ne prennent toute leur valeur qu'à deux conditions :

- indiquer le taux de décroissance de la viabilité du pathogène en fonction du temps en précisant bien les conditions de milieu,

- connaître la dose d'"inoculum" pouvant déclencher la maladie.

Malheureusement, la plus grande partie des données disponibles sont formulées en durée maximale de survie ce qui peut n'avoir aucune signification si l'"inoculum" efficace doit être important.

En ce qui concerne les bactéries on peut admettre, très grossièrement que le logarithme décimal du nombre de germes viables diminue linéairement avec le temps (dans des conditions expérimentales données).

Seule la connaissance de ce taux de décroissance dans un milieu donné permet de faire des prévisions concernant les risques de contaminations.

La question est aussi soulevée fréquemment du germe indicateur à retenir et il semble que les coliformes fécaux (DAZZO et al, 1973) et les streptocoques fécaux (VAN DONSEL et al, 1967) soient de bons indicateurs des possibilités de survie de genres comme les Salmonella. Il convient de rejeter l'utilisation des coliformes totaux qui contiennent des genres ubiquistes pouvant se développer dans de nombreuses conditions et donner des informations alarmistes.

Enfin, l'efficacité de l'élimination exprimée en pourcentage n'a pas de sens car en terme de Salmonella par exemple, une eau résiduaire brute (tableau n° 13) qui contient 5.10^3 Salmonella par litre épurée à 99 % en contiendra 50 par litre et sera donc très infectieuse.

A titre d'indications générales, le tableau n° 19 tiré de POUND et CRITES (1973) rappelle les durées de survie des pathogènes cités pour différents milieux (page 69).

1.4.3. Contamination des cultures

Elle a été très étudiée car c'est la voie la plus directe pour conduire à l'infection. Les législations concernant l'utilisation agricole des eaux résiduaires rappelées par SEPP (1971) portent d'ailleurs essentiellement sur ce point.

Les fruits et légumes poussant sur des sols contaminés peuvent être eux-mêmes contaminés par les agents pathogènes. Généralement les pathogènes ne pénètrent pas le végétal sain mais ils adhèrent à sa surface et il est très difficile de s'en débarrasser complètement par lavage. Même l'utilisation du chlore n'est pas entièrement sûre et seule la pasteurisation ou la cuisson permettent la désinfection.

Compte-tenu du fait que les pathogènes, adhérant aux végétaux, sont exposés à la lumière et à la dessiccation, il s'en suit une mortalité, aisée à prévoir au laboratoire mais difficile à prévoir au champ puisqu'elle dépend des conditions météorologiques.

A titre d'exemple, le tableau n° 19 indique les durées de survie suivantes sur les légumes :

Salmonella	: 7 à 40 jours
oeufs d'Ascaris	: 27 - 35 jours
Entamoeba histolytica	: 3 jours
germes coliformes	: 35 jours
entero virus	: 4 - 6 jours.

Une estimation raisonnable du risque devrait donc chercher à relier l'inoculum déclenchant l'infection et la dose apportée par épandage pondérée de la mortalité des germes sur les végétaux.

La solution de prudence consiste à interdire comme le fait la législation française, l'épandage d'eaux usées urbaines sur des légumes à consommer crus.

Certains pays autorisent l'irrigation des cultures fourragères et des prairies pâturées, bien que les pathogènes puissent atteindre le bétail (et l'homme via le bétail - lait, viande).

Une attention particulière doit être portée aux risques de transmission à l'homme du ténia inerme par l'intermédiaire des bovins atteints de cysticercose : les oeufs d'helminthes (rejetés par l'homme) passent en effet facilement à travers les décanteurs des stations d'épuration ne fonctionnant pas parfaitement et sont extrêmement résistants, y compris à la chloration. L'envoi d'effluents urbains et, à fortiori, de boues, sur des pâturages destinés à des bovins permet de fermer le cycle du parasite et semblerait donc devoir, dans l'état actuel de la technologie et de l'absence de contrôle en ce domaine, devoir être interdit (GUILHON, 1975). On ne sait pas si les techniques de conservation du fourrage (ensilage) sont efficaces contre ces oeufs : les précautions demandées pour les pâturages sembleraient donc devoir être étendues, en attendant plus amples informations, à tous les modes d'exploitation des fourrages destinés à des bovins (YVORE *, comm. personnelle).

---

* YVORE P. ; I.N.R.A. Centre de Recherche de Tours
Station de parasitologie

Notons également la résistance des oocytes de coccidies, susceptibles de provenir d'effluents d'élevage contaminés et très spécifiques de chaque espèce animale. On ne connaît pas leur devenir dans les stations d'épuration (YVORE, comm. personelle).

Enfin, l'excès d'humidité peut favoriser le développement de Fasciola hepatica dans les prairies trop humides avec la limnée pour hôte intermédiaire ; le métacercaire, extrêmement résistant, se fixe sur l'herbe et est ainsi à l'origine de nombreuses saisies de foie dans les abattoirs. Ce parasite peut également atteindre l'homme après ingestion d'aliments souillés tels que cresson, brins d'herbe (YVORE, comm. personnelle).

En ce qui concerne les microorganismes, deux études récentes de BELL (1976) et BELL et al (1976) montrent que les Escherichia coli fécaux contaminant les fourrages (suite à l'épandage d'un effluent laguné en contenant environ 10^4 pour 100 ml, à raison de 4,5 à 7,5 cm d'eau apportés par semaine) meurent rapidement par action de la lumière en conditions tempérées et sèches du CANADA.

La diminution atteint :

- un facteur de 10 à 100 en 13 heures d'ensoleillement pour une graminée ;

- un facteur de 10 à 1 000 pour 10 heures d'ensoleillement pour la luzerne.

Partant de ces résultats et compte tenu du fait que l'on rencontre habituellement de l'ordre de 10 000 fois moins de Salmonella que de coliformes fécaux dans les eaux résiduaires, les auteurs proposent de respecter un délai de 50 heures d'ensoleillement ce qui peut se fixer à une semaine pour la région considérée durant la période de végétation active avant de faire consommer le fourrage.

Il ne semble donc pas que les risques microbiens puissent empêcher l'épandage sur prairies. Il reste à mieux préciser les risques dus aux parasites.

1.4.4. Contamination des eaux de surface

Un épandage bien fait ne doit en principe pas conduire à un ruissellement incontrôlé. Un tel ruissellement à partir de champs d'épandage d'eaux urbaines amènerait un entraînement de pathogènes dans les eaux de surface. BELL et BOLE (1976) citent en effet des populations de 5 000 coliformes fécaux par gramme de sol sec de prairie irriguée avec un effluent de lagunage.

Cependant, les ruissellements d'orage sont à craindre. En effet, KUNKLE (1970) a montré sur un bassin versant que des ruissellements d'orages entraînent des coliformes fécaux depuis une prairie pâturée jusqu'à l'émissaire. Des populations de l'ordre de 10^3 à 10^4 coliformes fécaux par 100 ml ont été trouvées soit 50 fois plus que les valeurs données en l'absence d'orage. Enfin, VAN DONSEL et al (1967) rappelle qu'une enquête épidémiologique sur les cas de maladies transmises par l'eau de 1946 à 1960 aux Etats Unis attribue 29 épidémies (sur les 228 connues) et 9 233 cas (sur les 25 484 connus) aux entraînements par la pluie, débordements divers...

Bien que le ruissellement accidentel puisse probablement se comparer favorablement quant aux pathogènes déversés dans les eaux de surface avec une station d'épuration biologique sans traitement tertiaire ni désinfection, il semble nécessaire de prévoir toutes dispositions pour prévenir les contaminations par ruissellement lors de l'installation d'un épandage d'eaux usées urbaines.

1.4.5. Contamination des nappes

Le risque de contamination des nappes par des pathogènes est la résultante de la survie des pathogènes dans le sol et de leur entraînement en profondeur par percolation d'eau.

Survie des agents pathogènes dans les sols

Le tableau 19 rappelle les durées de survie citées dans la littérature et rapportées par POUND et CRITES (1973). Elle s'échelonne de quelques jours à plusieurs années. On a rassemblé dans le tableau n° 18 quelques durées de survie dans le sol des principaux agents pathogènes et des indicateurs de contamination fécale.

	Survie dans le sol	Source
Entamoeba histolytica (kystes)	8 jours	DUNLOP (1968)
Oeufs d'Ascaris	6 ans	POUND et CRITES (1973 a)
Salmonella	9 mois	VAN DONSEL et al (1967)
Coliformes fécaux	>6 mois	EDMONDS (1976)
Enterovirus	12 jours	DUNLOP (1968)

TABLEAU 18 : SURVIE DANS LE SOL DES PRINCIPAUX AGENTS PATHOGENES

Comme cela a déjà été signalé au paragraphe 1.4.2. les durées de survie citées sont souvent des durées limites de détection qui renseignent très mal sur le risque encouru.

En se limitant aux bactéries, on rappellera que de nombreux facteurs influent sur la survie dans les sols : les principaux sont la température, l'humidité, le pH et la matière organique. Très schématiquement, les bactéries survivent mieux à température basse, en sol humide et à pH neutre. En ce qui concerne la matière organique, DAZZO et al (1973) ont montré que l'apport répété de lisier de bovins conduit à un enrichissement en carbone organique du sol et que Salmonella enteridis survit mieux dans les parcelles enrichies : pour atteindre une diminution de 3 puissances de 10 (1/1 000) il faut une semaine dans le sol non traité et près de 5 semaines dans le sol enrichi.Les auteurs en concluent que le pouvoir "épurateur" du sol vis-à-vis des Salmonella peut diminuer avec la pratique de l'irrigation.

L'ensemble de ces données indique que le sol "épure" les pathogènes efficacement, même s'il permet la survie de certains d'entre eux pendant très longtemps. Une diminution d'un facteur 1 000 de Salmonella enteridis en 1 à 5 semaines en est un bon exemple.

La survie momentanée implique cependant un risque de contamination des plantes par éclaboussures lors des pluies (BELL et BOLE, 1976) et une source potentielle de contaminants pour les nappes.

De nombreux points restent à éclaircir notamment en ce qui concerne les virus. Par ailleurs, les études de survie des germes pathogènes devraient être complétées d'une façon plus utilisable quantitativement à des fins de prévisions.

Entraînement en profondeur

Parmi les agents pathogènes des eaux résiduaires, bien que les kystes d'Entamoeba histolytica et les oeufs d'Ascaris puissent s'infiltrer dans le sol (FOSTER et al, 1974), les risques sont surtout recherchés pour les bactéries et les virus. Une vue d'ensemble de la question a été présentée par KRONE (1968) qui a étudié les mécanismes de rétention des bactéries et des virus dans les sols.

Les considérations qui suivent concernent les terrains non fissurés, étant entendu qu'il y a dans le cas de terrains très fissurés des risques certains de contamination à grande distance comme cela a été signalé par VOGT (1961) pour l'hépatite infectieuse.

La plupart des auteurs s'accordent à reconnaître que l'entraînement des germes et des virus en profondeur est très limité (SEPP, 1971 ; KRONE, 1968 ; FOSTER et al, 1974).

En ce qui concerne les bactéries, leur cheminement vertical n'excèderait pas 2 à 3 mètres, l'essentiel des germes étant arrêté dans les premiers décimètres par filtration, sédimentation et adhésion aux particules du sol. Le cheminement latéral peut être plus important et atteindre plusieurs dizaines de mètres (RENEAU et PRETTY, 1975).

Quantitativement, les données sont surtout disponibles pour les épandages à forte dose. Cependant, l'étude de EVANS et OWENS (1972) sur l'entraînement des bactéries fécales dans les drains d'un terrain recevant du lisier de porcs renseigne sur les risques dus à la pluie (percolation "normale"). La quantité d'Escherichia coli fécaux passant dans les drains augmente avec le débit du drainage ; elle serait de l'ordre de 1/2 000 à 1/3 000 des bactéries apportées et passerait rapidement dans les drains. BAARS (1957) a montré que 3 mètres de sable arrêtent les Escherichia coli sous un bassin d'infiltration obtenant une diminution au moins égale à un facteur 1 000.

Deux études récentes sur de fortes infiltrations complètent ces données.

RENEAU et PRETTY (1975) étudiant le déplacement latéral des coliformes fécaux apportés par épandage souterrain en sortie de fosse septique dans trois sols, constatent une réduction allant d'un facteur 100 entre 0,53 m et 1,50 m et d'un facteur 1 000 à 10 000 entre 6 et 12,5 m pour des doses épandues allant de 0,7 à 4,6 cm par jour.

GUIBERT et al (1976) effectuant des contrôles sur le dispositif de recharge de nappe des "Flushing Meadows" sur un terrain utilisé depuis 8 ans et recevant en moyenne 90 mètres d'eau par an, obtiennent dans la nappe une réduction d'un facteur 10 000 en coliformes fécaux à partir d'un effluent épandu contenant de l'ordre de 10^5 coliformes fécaux pour 100 ml.

Les Salmonella présentes dans l'effluent épandu (21/100 ml) ne sont pas retrouvées dans la nappe après percolation à travers 9 mètres de sol sablo-limoneux.

Ces deux cas extrêmes confirment les possibilités "d'épuration" des bactéries par le sol bien qu'il faille encore chercher à savoir ce qu'elles deviennent ensuite.

En ce qui concerne les virus, il semblerait qu'ils se fixent par adsorption dans les premiers centimètres de sol. D'après BITTON et al (1976) ils sont moins bien désorbés par l'eau que par un effluent secondaire ce qui revient à dire qu'il y a risque d'entraînement lors des épandages. LANCE et al (1976 a) constatent le contraire sur des colonnes de sol -l'eau produit une désorption. Ils constatent par ailleurs qu'en 27 jours aucun virus ne traverse les colonnes de 2,50 m en surchargeant leur modèle d'un facteur 100 000 par rapport aux concentrations rencontrées dans un effluent secondaire et ceci quelque soit le débit de 15 à 55 cm d'effluent

infiltrés par jour. Cette expérience réalisée parallèlement à des contrôles sur le dispositif de recharge de nappe des "Flushing Meadows" (GILBERT et al, 1976) confirme l'excellent pouvoir d'arrêt du sol pour les virus. Les contrôles de terrain n'avaient pas permis de déceler de virus à 9 m de profondeur pour un effluent infiltré dosant 2 000 unités infectieuses par 100 litres.

Estimation du risque de contamination bactérienne des nappes

Les données précédentes permettent d'espérer :

- une diminution des germes viables dans le sol et DAZZO et al (1973) constatent que les coliformes fécaux comme Salmonella enteridis ne survivent qu'à 1 pour cent après 2 semaines dans le sol à 22 °C.

Une saison de végétation apportera donc (au minimum) deux diminutions d'un facteur 100 soit un facteur 10 000.

- une diminution par filtration que l'on peut espérer pour une épaisseur de sol traversé de l'ordre de 1 à 3 mètres de l'ordre d'un facteur 100 à 1 000.

Bien que ces estimations restent à confirmer dans les sols français et sous notre climat, cela indique, que le risque de contamination des nappes est modéré.

1.4.6. Contaminations par voie aérienne

Bien que FOSTER et al (1974) rappellent un cas d'épidémie de Salmonellose dû au transport par poussière, l'essentiel des risques de contaminations par voie aérienne est dû à la formation d'aérosols, soit au niveau des stations d'épuration, soit lors de l'épandage. Seules les bactéries et les virus sont concernés. HICKEY et REIST (1975, a, b) ont récemment publié une revue très complète sur la question et arrivent aux conclusions suivantes :

. il y a transport de bactéries viables jusqu'à plusieurs centaines de mètres du point d'émission, la distance parcourue étant fonction de la vitesse du vent. Les données disponibles concernent surtout les stations d'épuration plus que l'épandage et essentiellement les bactéries. Le transport de virus a été très peu étudié.

. il n'existe pas de preuves nettes de liaisons entre aérosols et transmission de maladies (à noter que le personnel des stations ne serait pas plus malade que le reste de la population, mais il peut se trouver naturellement immunisé).

. il ne semble pas que le mode d'épandage (aérien) joue un rôle sur la formation d'aérosols (buses à faible ou haute pression).

Une attitude de prudence souvent adoptée, consiste à prévoir une zone tampon de protection que SEPP (1971) fixe à 500 mètres avec un vent de 3 à 4 mètres seconde.

Pratiquement plusieurs points sont à retenir :

a) on connaît très mal les risques dus aux aérosols mais il n'y a pratiquement pas de cas recensés d'infection par aérosols ;

b) si ces risques existent, ils ne doivent pas être considérables et on comprend que l'épandage des eaux résiduaires par aspersion soit autorisé dans de nombreux pays.

1.4.7. Conclusions

Rappel des données

Les eaux résiduaires urbaines contiennent des agents pathogènes qui ne sont que partiellement éliminés par les traitements en station :

- la décantation primaire est surtout efficace pour les oeufs d'Helminthes (90 % d'élimination) ;

- les traitements secondaires agissent efficacement sur bactéries, virus et oeufs d'Helminthes (80 à 95 % d'élimination) ;

- les kystes d'amibes sont peu arrêtés.

Il est possible de classer les risques sanitaires dus à l'épandage en trois catégories bien distinctes :

- les risques certains : contamination directe ou indirecte des végétaux consommés par l'homme ou les animaux ;

- les risques probables (et/ou occasionnels) : transport par aérosols et contamination des eaux de surface par ruissellement ;

- les risques faibles : contamination des nappes.

L'examen détaillé de ces risques conduit à faire les suggestions qui suivent :

. Risques certains - contamination des végétaux

Plusieurs types de culture peuvent être contaminés.

- cultures légumières (et fruits)

Presque tous les cas d'épidémies cités dans la littérature concernent la consommation de végétaux crus et l'utilisation d'eaux résiduaires brutes, de matières de vidange ou de boues brutes.

Compte tenu de l'efficacité des traitements d'épuration et de la désinfection, l'utilisation des eaux résiduaires sur (ou à proximité de) végétaux à consommer crus est inacceptable, quel que soit le stade de traitement.

Les données sur la survie des agents pathogènes dans le sol demandent à être complétées, il apparaît même prudent de prévoir un délai (à déterminer) avant de cultiver à nouveau des légumes à consommer crus sur un terrain d'épandage.

- cultures fourragères

L'utilisation des eaux résiduaires urbaines sur prairies pâturées doit être possible sous réserve de respecter un délai entre épandage et pâturage (à déterminer). Les problèmes posés par les bactéries ne semblent pas majeurs, seuls les parasites risquent d'empêcher cette utilisation et de la réduire à des eaux traitées désinfectées.

Par ailleurs, il serait intéressant d'avoir des informations sur le devenir des agents pathogènes dans l'ensilage (et le foin). L'utilisation des eaux résiduaires sur prairies de fauche ne semble pas poser de grands problèmes.

- autres cultures

Les cultures industrielles (céréales, betteraves, oléagineux,...) étant généralement utilisées après transformation, peuvent recevoir des eaux résiduaires urbaines sans grands risques. Il en est de même pour les forêts.

L'efficacité médiocre des traitements en station comparée à la mortalité des pathogènes dans le sol et sur les plantes conduit à penser que l'on augmente probablement peu le risque en utilisant directement des effluents de traitement primaire.

. Risques probables (et/ou occasionnels) : eaux de surface et aérosols

Les risques d'entraînement par ruissellement vers les eaux de surface peuvent être très réduits, voire supprimés par le choix d'un terrain à pente réduite et un aménagement du terrain.

Les risques dus aux aérosols sont encore mal connus et ne semblent pas devoir être d'une gravité extrême.

En conséquence, l'épandage par aspersion devrait être possible sur des terrains bordés par une zone de protection (d'une largeur à définir et ne contenant pas de cultures de légumes à manger crus) avec des effluents de traitements secondaires lorsque le problème des odeurs peut être critique, et peut être avec des effluents de traitements primaires.

. Risques faibles : nappes

Un épandage bien fait, de type irrigation ou irrigation avec percolation ne devrait pas conduire à une contamination des nappes pour peu que :

- l'épaisseur de sol traversé soit suffisante avant d'atteindre la nappe (entre 1 et 3 m - à déterminer en fonction du débit et de la texture) ;

- les couches géologiques ne soient pas fissurées (karst) ;

- les circulations latérales soient limitées (ou contrôlées).

Le type d'eau à épandre peut alors être un effluent primaire ou secondaire.

Le contrôle des puits les plus voisins s'imposera périodiquement, notamment en période de drainage intense.

L'infiltration-percolation ne peut se concevoir que comme un traitement de finition et ne recevra, à ce titre que des effluents secondaires éventuellement désinfectés. Le contrôle de la qualité des eaux percolantes sera pratiqué régulièrement.

Suggestions : applications pratiques

. Le besoin en eau n'est pas tel en France que nous soyons contraints d'utiliser fréquemment les eaux résiduaires urbaines sur les végétaux consommés directement par l'homme, crus ou cuits.

Une grande marge de sécurité serait donc prise en limitant l'usage de ces eaux aux autres cultures (et à certaines forêts).

. L'usage sur prairies pâturées devrait être envisagé à nouveau.

. L'utilisation sur les autres cultures et avec des précautions minimes (protection/aérosols, choix du terrain) devrait pouvoir se pratiquer sans problèmes sanitaires et dans ces conditions, l'utilisation d'effluents primaires n'est pas à rejeter.

Recherches et études à effectuer

La littérature laisse apparaître un besoin de connaissances plus complètes dans les domaines suivants :

. les virus dans l'environnement,

. la survie des pathogènes dans les sols, les aérosols et sur les plantes,

. la relation aérosols-maladies éventuelles,

. la relation épandage-maladie,

. la relation état sanitaire de la population-niveau de contamination des eaux résiduaires.

TABLEAU N° 19 : SURVIE DES AGENTS PATHOGENES

(d'après POUND et CRITES, 1973 a)

ORGANISME	MILIEU	DUREE DE SURVIE
Bactéries		
bactéries de l'anthrax.....	eaux et égout	19 jours
vibrio choleriae	épinards - laitues	22 - 29 jours
	concombres	7 jours
	légumes non acides	2 jours
	oignons, ail, orange, citron, riz, dates, lentilles, raisin	heure à 3 jours
coliformes...	herbe	14 jours
	feuilles de trèfle à 40 - 60 % d'humidité	12 - 14 jours
		6 jours
	luzerne	34 jours
	sol (surface)	38 jours
salmonella...	herbe (eaux brutes)	6 semaines
	trèfle (eaux décantées)	12 jours
	légumes	7 - 40 jours
	feuilles betteraves	3 semaines
	herbe	tout l'hiver
	surface du sol et pommesde terre	40 jours
	carottes	10 jours
	choux et groseille	5 jours
	sol sableux et stérilisé	24 semaines
	sol sableux non stérilisé	5 - 12 semaines
	sol (surface-eaux brutes)	46 jours
	sol (couches profondes)	70 jours
	boues digérées séchées à l'air	17 semaines
Shigella.....	herbe (eaux brutes)	6 semaines
	légumes	7 jours
Streptocci....	sol	35 - 63 jours
	sol (surface)	38 jours
Mycobacterium tuberculosis..	herbe	10 - 14 jours
	sol	6 mois
	eau	1 à 3 mois
Leptospira....	eau de rivière	3 jours
	eau d'égout	30 jours
	eau de drainage	32 jours
Virus		
enterovirus....	racines de haricots	4 jours
	sol	12 jours
	tomates et racines de pois	4 - 6 jours
poliovirus.....	eau polluée 20°C	20 jours
Protozoaires		
entamoeba histolytica....	légumes	3 jours
	eau	des mois
Helminthes		
oeufs d'Ascaris	légumes	27 - 35 jours
	sols irrigués	2 - 3 ans
	sol	6 ans
kystes de douve du foie.....	foin sec	quelques semaines
	foin mal séché	plus d'un an

2 - L'UTILISATION DU SOL ET SES CONTRAINTES

L'épandage d'eaux résiduaires peut avoir des incidences sur les propriétés physiques des sols par les apports de matières en suspension, de matières dissoutes et d'eau. Tous les sols n'ont évidemment pas la même "aptitude" à un type d'épandage.

Sans négliger les incidences des apports de minéraux (qui peuvent être limitées par la dose épandue) qui feront l'objet du paragraphe 5.1., il apparaît que ce seront les caractéristiques pédologiques d'un sol qui détermineront le type d'épandage possible et en fixeront les limites notamment par la capacité d'infiltration d'eau du sol.

2.1. Incidences de l'épandage sur les propriétés physiques du sol

L'une des conséquences les plus néfastes de l'épandage vis-à-vis des propriétés physiques du sol est l'apparition de phénomènes de colmatage qui diminuent sa perméabilité et peuvent engendrer à terme des conditions anaérobies condamnant la poursuite de l'épandage (ou la limitant sévèrement).

On rappelle que la capacité des sols à infiltrer l'eau ou perméabilité se mesure par le coefficient de perméabilité ou conductivité hydraulique, lequel résulte de l'application de la loi de Darcy et est fonction de la dimension des pores du sol.

Il est défini comme la hauteur d'eau écoulée pendant l'unité de temps lorsque le milieu est saturé d'eau et sous régime permanent.

Cette caractéristique permet de définir des classes de perméabilité des sols avec les conséquences qui en résultent sur l'utilisation de ceux-ci pour l'irrigation et l'épuration.

Ces processus de colmatage peuvent avoir une triple origine (RICE, 1974) :

- physique ou mécanique,
- chimique,
- biologique.

2.1.1. Le colmatage physique résulte du dépôt des matières en suspension contenues dans l'effluent. Ces matières, suivant la porosité du sol, peuvent bloquer les pores dès la surface ou descendre légèrement pour former une couche à faible perméabilité. JONES et TAYLOR (1965) observent un colmatage à moins de 4 cm de profondeur par épandage d'un effluent de fosse septique sur du sable, le phénomène étant plus grave sous inondation continue que lors d'apports périodiques.

Pour MITCHELL et NEVO (1964), le colmatage apparaît entre 0 et 2 cm dans un sable additionné de caséine ou de caséine et de fer. La couche colmatée est reportée entre 4 et 22 cm par addition de soufre. RICE (1974) lors d'essais en colonnes de terre (sols sableux et sablo-limoneux) observe par submersion à l'aide d'effluents secondaires, la formation d'une couche colmatée au sommet, qui disparaît après séchage.

2.1.2. Le colmatage biologique apparaît lorsque les bactéries ou leurs produits de métabolisme encombrent les pores du sol. Ce phénomène est fréquent en surface en conditions anaérobies mais il peut se manifester aussi en profondeur.

LANCE et WHISLER (1972) attribuent aussi la perte de perméabilité à la production de gaz lors de la dénitrification. ALLISON (1947) a démontré que l'activité microbiologique peut provoquer de sévères colmatages en sols submergés. Toutefois, l'activité biologique n'est pas toujours génératrice d'un tel processus.

2.1.3. Le colmatage chimique provient soit du dépôt de sels dissous à l'intérieur des pores, soit d'une altération de la structure des sols à la suite de processus de défloculation (agent responsable : l'ion sodium).

En liaison avec les processus physiques et biologiques, il apparaît que certaines substances favorisent le colmatage. Ainsi, MITCHELL et NEVO (1964) trouvent un grand degré de corrélation entre l'accumulation de polysaccharides, avec ou sans acides glucuroniques résiduels, et le degré de colmatage du sol. AVNIMELECH et NEVO (1964) signalent que le colmatage est plus hautement corrélé avec la concentration en polyuronides qu'avec celle de polysaccharides. THOMAS et al (1966) lors d'études sur lysimètres remplis de sable de 0,2 mm, en apportant 205 l/jour/m^2 d'un effluent déjà traité d'une DCO moyenne de 100 mg/l, constatent trois phases dans l'évolution de la vitesse de filtration :

- phase 1 : longue, correspondant à une légère baisse, en conditions aérobies,

- phase 2 : brève, avec forte baisse, en conditions anaérobies,

- phase 3 : en anaérobiose où la conductivité hydraulique tend graduellement vers une valeur limite.

Le colmatage principal se fait sur le tout premier cm de sable. Si les sulfures, qui apparaissent en phase 2 et 3, sont des révélateurs de l'anaérobiose et du colmatage, ils n'en sont pas pour autant les responsables, ceux-ci étant les autres composants des effluents. Le colmatage disparaît lorsque cessent les apports et quand il y a aération du milieu.

2.1.4. Conduite des épandages

En résumé, la perte de perméabilité du sol par colmatage est un phénomène se localisant le plus souvent au sommet du profil, il résulte avant tout de submersions continues. Il peut être évité dans la mesure où l'on apporte des effluents déjà décantés, peu chargés en matières en suspension (moins de 10 mg/l pour RICE, 1974) et si l'on assure des phases de dessèchement suffisantes entre deux apports. L'aération du milieu peut être obtenue également par un travail du sol entre deux épandages.

A cet égard, LAAK (1970) signale que l'amélioration du prétraitement des effluents domestiques augmente la durée possible d'épandage avant colmatage du sol.

En revanche, la destruction de la structure du sol par apports massifs de sodium peut avoir des effets néfastes, plus prolongés et plus difficilement réparables. Il convient donc de limiter les volumes d'apport d'effluents sodiques ou d'envisager les moyens permettant de lutter contre les risques de sodicité (voir chapitre contraintes dues à l'excès de minéraux page 123).

2.2. Aptitude des sols à l'épandage

Si de nombreux articles font état des caractères pédologiques et hydrologiques à prendre en compte pour apprécier le pouvoir épurateur du sol, bien peu en revanche proposent des seuils de référence permettant de classer les sols en fonction de leur aptitude vis-à-vis de ce comportement. De même, les références manquent pour raisonner rigoureusement le choix d'une technique d'épandage en fonction de paramètres édaphiques et topographiques. En revanche, l'expérience acquise dans le domaine cartographique permet assez facilement de définir les normes (échelle, type de mesures, analyses) de réalisation des études pédologiques préalables à l'épandage d'eaux résiduaires, ou de mise en oeuvre d'une expérimentation préalable.

2.2.1. Classement des sols en fonction de leur aptitude à l'épandage

Caractéristiques pédologiques et aptitudes

Bien que proposées pour le traitement d'effluents domestiques individuels, les normes suggérées par WELLS (1973) (tableaux 20 à 22) pour la Nouvelle Zélande ou par le guide USDA (tableau 23) peuvent être adaptées au cas de l'épandage des eaux résiduaires domestiques.

TABLEAU n° 20 : FACTEURS DU MILIEU ET POSSIBILITES D'EPANDAGE D'EFFLUENTS BRUTS (d'après N. WELLS - 1973)

Drainage naturel	Topographie Pente	Humidité	Température
Très faible *	Plat à ondulé	Sec	Très froid *
Faible *	Vallonné	Frais	Froid *
Imparfait *	Pente moyenne	Humide	Assez froid *
Moyen	Pente forte *	Saturé *	Tempéré
Bon	Abrupt *		Chaud
Elevé			
Très élevé *			

* Caractéristique excluant la possibilité d'épandage d'effluents bruts.

TABLEAU n° 21 : PROPRIETES DU SOL ET POSSIBILITES D'EPANDAGE D'EFFLUENTS BRUTS (d'après N. WELLS - 1973)

Structure	Texture	Porosité	Horizon induré	Hydromorphie
Prismatique *	Sableuse *	Faible *	Calcaire	Faible *
Columnaire *	Limono-sableuse	Moyenne	Limoneux	Moyenne *
Polyèdrique *	Limoneuse	Elevee	Argileux *	Elevée *
Nuciforme	Limono-argileuse *		Ferrugineux *	Très élevée *
Lamellaire	Argilo-limoneuse *		Siliceux *	
Grenue	Argileuse *		Organique *	
Grumeleuse			(alios ?)	

* Propriété peu adaptée à l'épandage d'effluents bruts.

TABLEAU n° 22 : CLASSIFICATION DES SOLS ET EPANDAGE D'EFFLUENTS
(d'après N. WELLS - 1973)

Classification de la Nouvelle-Zélande	Classement FAO	Aptitude *
Brown-grey earths	Luvisols	M
Yellow-grey earths	Phaeozems, Luvisols	M
Yellow-brown earths	Cambisols, Acrisols	V
Podzols, B gleyed	Podzols	S. U
Rendzinas	Rendzinas	U
Yellow-brown pumice soils	Andosols	R
Yellow-brown loams	Andosols	R
Brown granular loams and clays	Acrisols	M
Red and brown loams	Andosols, Ferralsols	R - M
Gley soils	Gileysols	U
Organic soils	Histosols	U
Recent soils from alluvium	Fluvisols	R
Recent soils from volcanic ash	Regosols	R
Steepland soils	Cambisols	U

*
R : vitesse de filtration élevée (10 à 3 cm/h environ)
M : " " " " " moyenne (3 à 1cm/h environ)
S : " " " " " faible (1 à 0,1 cm/h environ)
V : très variable
U : impropre

TABLEAU n° 23 : CLASSES D'APTITUDE DU SOL VIS-A-VIS DES CHAMPS D'EPANDAGE DE FOSSES SEPTIQUES (d'après manuel USDA - Soil Conservation Service - 1969)

Facteurs conditionnant l'aptitude du sol	Degré de limitation dû au sol		
	Faible	Moyen	Elevé
Perméabilité	Moyenne à bonne à élevée (1)	Très modérée	Faible (2) à très faible
Conductivité hydraulique (méthode de Uhland sur prélèvement)	Supérieure à 2,5 cm cm/heure	2,5 à 1,5cm/h	Inférieure à 1,5 cm/h
Vitesse de filtration (méthode du trou de tarière)	Supérieure à 3,4 cm/h	3,4 à 2,5cm/h	Inférieure à 2,5 cm/h
Profondeur de la nappe	Supérieure à 180 cm	180 à 120cm	Inférieure à 120 cm
Risque de submersion	Nul	Faible	Occasionnel ou élevé
Pente	0 - 8 %	8 - 15 %	Sup. à 15 %
Profondeur du substrat (3) rocheux ou d'un niveau imperméable.	Sup. à 180 cm	180 à 120cm	Inf. à 120cm
Classe de pierrosité (4)	0 et 1	2	3, 4, et 5
Classe d'affleurement rocheux (4)	0	1	2, 3, 4, et 5

1 Mentionner les risques de pollution par apport d'eau

2 En zones arides ou semi-arides, les sols à perméabilité faible peuvent avoir un degré de limitation moyen.

3 Basé sur l'hypothèse de drains situés à 60 cm de profondeur.

4 Pour la définition des classes, voir le "Soil Survey Manuel" pp. 216 - 22

Les critères pédologiques principaux à étudier sont les suivants :

- profondeur du sol au-dessus d'un obstacle rocheux ou peu perméable,

- perméabilité du sol et des couches sous-jacentes,

- drainage interne du sol - hydromorphie,

- présence éventuelle d'une nappe et évolution au cours de l'année du niveau piézométrique,

- pente du terrain,

- situation topographique, risques de submersions.

Les classements d'aptitude (faible, moyenne, bonne) font intervenir ces différents paramètres, sachant que l'insuffisance d'un seul d'entre eux peut entraîner une limitation sévère vis-à-vis de l'épandage au niveau d'une unité de sol.

Dans le détail, les seuils suivants sont conseillés.

. Profondeur

Une profondeur de sol de 1,20 m à traverser par l'effluent, est considérée (USDA, 1969 ; WELLS, 1973) comme valeur moyenne, ce chiffre devant être notamment augmenté pour les sols grossiers, sableux à sablo-graveleux. Les sols les plus favorables ont une texture équilibrée (limono-argilo-sableuse) ou fine (limono-argileuse) si la structure est fine et stable.

Pour BEATTY et BOUMA (1973) il faut au moins 90 cm de sol sur le substrat rocheux sur 80 % de la surface et 1,80 m sur 20 %. Pour DOTSON (1973) il faut 1,50 m de sol.

. Perméabilité - coefficient K

Une perméabilité moyenne à bonne pour l'ensemble de la tranche de sol est nécessaire à une bonne épuration.

Mesurée par la méthode du trou de tarière, celà correspond à des valeurs dépassant 2,5 cm/h, les valeurs supérieures à 3,5 cm/h étant considérées comme très favorables à la conduite des épandages (Manuel USDA, 1969).

SMITH et BROWNING (1946, cités par PARIZEK, 1974) proposent pour leur part une classification voisine résumée dans le tableau n° 24.

K cm/h	Drainage	Conséquences pour les épandages
0,0025	beaucoup trop lent	- sols inutilisables
0,0025-0,025	trop lent	- très exceptionnellement utilisables
0,025-0,25	lent	- utilisables sous conditions : drainage parfois nécessaire, problèmes ruissellement
0,25-2,5	moyen	- les meilleurs sols pour l'épandage
2,5-25	rapide	- convient à l'irrigation, mais réduire les doses pour l'épuration
25	trop rapide	- inutilisables pour l'épandage

TABLEAU n° 24 : PERMEABILITE DES SOLS ET EPANDAGE (d'après SMITH et BROWNING, 1946).

Ces limites sont un peu modifiées par FLASH (1973) : pour cet auteur, les bons sols ont une perméabilité comprise entre 1,5 et 15 cm/h et ne sont pas utilisables ceux dont la conductivité hydraulique est inférieure à 0,5 cm/h ou supérieure à 50.

En fait, dans un sol en place, la perméabilité n'est assez bien définie que lorsque le profil est homogène. Il n'en est pas de même lorsque celui-ci est constitué d'horizons très différents et, dans ce cas, seules des mesures in situ, répétées sous différentes charges d'eau, permettent d'apprécier la vitesse et le sens de l'écoulement de l'eau dans la parcelle.

La conductivité hydraulique est, dans une certaine mesure en liaison avec la texture : les meilleurs sols, de perméabilité moyenne, étant les limons assez argileux. Cependant, des sols très argileux finement structurés et de structure très stable à l'eau peuvent être plus perméables que des sables fins limoneux. Les tests de stabilité structurale sur échantillons remaniés (HENIN et al, 1968) peuvent donner une bonne appréciation de la perméabilité des horizons visiblement dégradés qui risquent de limiter la perméabilité de l'ensemble du profil (PERIGAUD, 1962).

A défaut de mesures, les sols favorables se reconnaissent morphologiquement sur le terrain à une structure fine très nette et à une forte porosité. Pour WELLS (1973) le classement des structures par ordre croissant d'intérêt est le suivant : prismatique, columnaire, en noix, en noisettes, granuleuse et grenue. En effet, une structure prismatique se "ferme" et disparaît à l'état humide alors qu'une structure fine se maintient souvent en état toute l'année.

La présence dans le profil d'horizons tassés, cimentés, indurés (alios, cuirasse, fragipan, dus à l'accumulation de CO_3Ca, fer, silice, argile, humus) est un facteur défavorable. Seuls des horizons argileux ou ferrugineux peu consolidés ont un intérêt en sols trop perméables.

. Hydromorphie - Drainage interne

Le drainage interne naturel du sol apprécié au travers de la netteté et de la profondeur des signes morphologiques d'hydromorphie (taches grises et rouille d'oxydo-réduction, accumulation de la matière organique, etc...) doit être bon à moyen (pas de traces d'engorgement sur la majeure partie du profil).

Lorsque le drainage interne est moyen, l'épandage sera limité à des volumes d'effluents relativement modestes. Lorsque le drainage naturel est bon, de gros volumes peuvent être apportés, ils seront toutefois peu chargés en éléments minéraux (traitement préalable) si le sol est sableux et peu évolué pédologiquement.

Un drainage interne excessif correspondant à un sol trop perméable, conduit aussi à déconseiller l'épandage, les effluents percolant trop rapidement pour assurer une épuration suffisante (sols très grossiers, caillouteux ou sols peu profonds sur substrat fissuré).

Les sols à drainage interne imparfait ou médiocre sont généralement peu perméables et gardent longtemps, ou cours de l'année, une humidité supérieure à la capacité de rétention.

Cette notion reflète en fait la perméabilité, la porosité des différents horizons du sol ainsi que la présence de nappes.

. Profondeur de la nappe

D'après le manuel USDA (1969), en présence d'une nappe, phréatique ou perchée, il convient que la tranche de sol non affectée par la plus haute remontée de la nappe au cours de l'année soit au mieux de 1,20 m et au moins de 60 cm (90 cm en moyenne pour BEATTY et BOUMA, 1973). En fait, il semble plus prudent d'éviter les situations de sols à nappe perchée ou à nappe phréatique peu profonde.

. Pente du terrain

La pente du terrain ne devient facteur limitant strict que pour des valeurs élevées, supérieures à 15 % (USDA) ou 45° (WELLS, 1973), en deçà elle intervient surtout pour conditionner la technique elle-même d'apport des effluents.

. Situation topographique - Submersion

Les risques d'inondation ou de submersion doivent être nuls pour conférer une bonne aptitude à un site d'épandage. Pour BEATTY et BOUMA (1973), 90 % de la surface du terrain d'épandage doit être au moins à 60 cm au-dessus du niveau d'inondation.

De même, tous risques de contamination d'eaux de surface (rivières, étangs, lacs) par circulations superficielles ou hypodermiques des effluents (liés à la pente et au couvert végétal) doivent être exclus.

. Autres facteurs

D'autres critères interviennent dans l'appréciation de l'aptitude du sol tels que :

- la nature du substratum rocheux. Dans certaines formations géologiques, fissurées, à réseau karstique, la circulation des eaux est très rapide et il peut y avoir pollution des nappes. C'est le cas des plateaux calcaires jurassiques (CLAIR, 1974 ; CHRETIEN et al, 1974) où en outre les sols sont généralement peu profonds. A l'inverse, des substrats du type argile à silex sont très peu perméables. La craie, lorsqu'elle est épaisse assure une épuration satisfaisante (CHRETIEN et al, 1974).

- la susceptibilité des horizons de surface à la battance ou au tassement (par piétinement du bétail ou roulage des engins) ;

- la teneur en matière organique (les tourbes sont considérées par WELLS (1973) comme défavorables),

- la nature minéralogique des argiles (en plateau d'épandage), les sols à dominance de montmorillonite peuvent être dégradés et se colmater sous l'influence de rejets importants et réguliers d'eaux usées domestiques (CADILLON et al, 1975) ;

- la pierrosité : un pourcentage de cailloux supérieur à 60 % est considéré en général comme défavorable pour l'épandage (travaux aratoires très difficiles, pénétration racinaire limitée, rétention en eau très faible).

Cet ensemble de critères liés au sol et au relief sont à raisonner également en fonction des conditions climatiques (déficit ETP - P, risques de gel , vent) et agronomiques (nature du couvert végétal : forêt, prairies, cultures).

Classification pédologique et aptitude

Compte tenu des caractéristiques souhaitables pour les sols destinés à l'épandage (sols profonds, bien structurés, perméables, non hydromorphes, de texture équilibrée, etc,...) il est possible d'émettre statistiquement et en toute première approximation un diagnostic d'aptitude (B : bonne, M : moyenne, F : faible, N : nulle) au regard des différents sous-groupes de sols les plus représentés de la classification pédologique française. L'interprétation est faite en excluant les classes, groupes et sous-groupes de sols hydromorphes (engorgés), ceux correspondant à des sols très peu profonds ou encore les sols de texture très grossière en général. (Pour un diagnostic plus précis se reporter au triangle des textures).

Une proposition comparable a été suggérée par WELLS (1973) pour les sols de Nouvelle-Zélande (tableau n° 22) où ce sont les andosols, développés sur matériaux volcaniques (andésites) qui offrent les aptitudes maximales.

2.2.2. Classification française et aptitude à l'épandage

(F : aptitude faible, M : moyenne, B : bonne aptitude en général, N : aptitude nulle).

	Irrigation		Ruissellement contrôlé
	Faible dose	Forte dose	
I - CLASSE DES SOLS MINERAUX BRUTS			
Sous-classe des sols minéraux bruts non climatiques			
- Groupe des sols minéraux bruts d'érosion			
sous-groupe lithosols	N	N	N
sous-groupe régosols	M	F	F
- Groupe des sols minéraux bruts d'apport alluvial	N	N	N
- Groupe des sols minéraux bruts d'apport colluvial	M	F	N

- Groupe des sols minéraux bruts d'apport éolien	B	M	F
- Groupe des sols minéraux bruts d'apport volcanique	B	M	N
- Groupe des sols minéraux bruts anthropiques	M	F	
II - CLASSE DES SOLS PEU EVOLUES			
Sous-classe des sols peu évolués humifères			
- Groupe des rankers	M	F	N
Sous-classe des sols peu évolués non climatiques			
- Groupe des sols d'érosion			
sous-groupe régosolique (roche friable)	M	F	F
sous-groupe lithique (roche dure)	F	N	N
- Groupe des sols d'apport alluvial	B	M	N
- Groupe des sols d'apport colluvial	B	M	M
- Groupe des sols d'apport éolien	B	B	F
- Groupe des sols d'apports volcaniques friables	B	B	M
- Groupe des sols d'apport anthropique	B	B	
III - CLASSE DES VERTISOLS			
Sous-classe des vertisols à drainage externe nul ou réduit	F	N	F
Sous-classe des vertisols à drainage externe possible	M	F	B
IV - CLASSE DES ANDOSOLS	B à M	B à M	F

V - CLASSE DES SOLS CALCIMAGNESIQUES			
Sous-classe des sols carbonatés			
- Groupe des rendzines	B	M à F	F
- Groupe des sols bruns calcaires			
sol brun calcaire modal	B	B	B
sol brun calcaire à encroûtement calcaire	B	M	F
sols bruns calcaires à pseudogley	B	F	M
sols bruns calcaires vertiques	B	F	B
- Groupe des cryptorendzines	B	F	F
Sous-classe des sols saturés			
- Groupe des sols bruns calciques			
Rendzines brunifiées humifères (10 à 20 % de M. O.)	B	M	F
Rendzines brunifiées modales	B	M	F
Sol brun calcique épais (plus de 50 cm)	B	B	B
VI - CLASSE DES SOLS ISOHUMIQUES			
Sous-classe des sols isohumiques de pédoclimat relativement humide			
- Groupe des brunizems (en France : terres noires de Limagne)			
Modal	B	B	F
sous-groupe à B textural	B	M	F
sous-groupe à pseudogley	B	F	F
sous-groupe à B vertique, de structure élargie et prismatique	B	F	B

à encroûtement calcaire au sommet de C	B	M	F
Sous-classe des sols isohumiques à pédoclimat très froid			
- Groupe des Chernozems	B	B	F
VII - CLASSE DES SOLS BRUNIFIES			
Sous-classe des sols brunifiés des climats tempérés humides			
- Groupe des sols bruns			
sous-groupe des sols bruns modaux (eutrophes et mesotrophes)	B	B	F
sols bruns acides (oligotrophes)	B	M	F
sols bruns andiques	B	B	M
sols bruns faiblement lessivés	B	M	F
- Groupe des sols lessivés			
sous-groupe des sols bruns lessivés	B	B	F
sous-groupe des sols lessivés modaux	B	B	F
sous-groupe des sols lessivés acides	B	B	F
sous-groupe des sols lessivés faiblement podzoliques	B	B	F
sous-groupe des sols lessivés hydromorphes	M	F	F
sous-groupe des sols lessivés glossiques	M	F	F

VIII - CLASSE DES SOLS PODZOLISES			
Sous-classe des sols podzolisés de climat tempéré			
- Groupe des podzols			
sous-groupe podzols humiques	M	F	F
podzols ferrugineux	M	F	F
podzols humo-ferrugineux	M	F	F
sols humo-cendreux	M	F	F
podzols à hydromorphie profonde	M	F	F
- Groupe des sols podzoliques			
sols podzoliques modaux	M	F	F
sols podzoliques à hydromorphie profonde	M	F	F
sols podzoliques à pseudogley	M	F	F
sols podzoliques à stagnogley	M	F	F
sols podzoliques anthropomorphes	M	M	F
- Groupe des sols ocres podzoliques			
des sols ocre-podzoliques modaux	M	F	F
des sols ocre-podzoliques à hydromorphie profonde	M	F	F
- Groupe des sols crypto-podzoliques			
des sols crypto-podzoliques humifères	B	M	F
des sols crypto-podzoliques bruns	B	M	F

IX - CLASSE DES SOLS A SESQUIOXYDES DE FER			
Sous-classe des sols fersialitiques			
- Groupe des sols fersialitiques à réserve calcique et le plus souvent, peu lessivés			
sous-groupe modal avec ou sans horizon CCa	M	F	N
sous-groupe brun	M	F	N
sous-groupe à caractères d'hydromorphie, avec ou sans horizon CCa présentant quelques taches d'oxydo-réduction dans l'horizon (B)	M	F	N
sous-groupe à caractères vertiques	M	F	M
sous-groupe des sols recalcifiés	M	F	N
- Groupe des sols fersialitiques sans réserve calcique (et lessivés)			
sous-groupe modal	B	B	M
sous-groupe légèrement hydromorphe	B	M	M
sous-groupe à caractères vertiques	B	F	B
sous-groupe très lessivé	B	M	F
sous-groupe très lessivé et très hydromorphe à pseudogley prononcé	B	M	F
X - CLASSE DES SOLS HYDROMORPHES	F	N	F
XI - CLASSE DES SOLS SODIQUES	F	M	F

3 - L'UTILISATION DE L'EAU PAR LES CULTURES

La réutilisation des eaux résiduaires en agriculture, par l'irrigation ou le ruissellement contrôlé oblige à prendre en compte plusieurs contraintes, notamment les déficits climatiques "disponibles" en France, les besoins des cultures et les conséquences possibles des excès d'eau.

Nous n'aborderons ici que les aspects nécessaires à la conduite des irrigations dans le cas où les quantités d'eau disponibles pour cet usage ne sont pas limitées. Pour le cas toutefois où les effluents d'eaux résiduaires deviendraient une source précieuse à économiser, les données qui permettraient de raisonner un rationnement de cet apport d'eau sont renvoyées à l'annexe (Chapitre VII.2).

Nous verrons d'abord les bases théoriques du problème avant d'envisager l'application pratique.

3.1. Les déficits climatiques en France

Le déficit climatique est égal, pour une période donnée, à la différence entre l'évapotranspiration potentielle ETP et la pluviométrie P.

L'E.T.P. climatique est, dans son principe, une caractéristique relevant de paramètres purement physiques relatifs au climat et indépendant de la nature du couvert végétal. Celui-ci doit seulement être parfaitement couvrant, en pleine activité physiologique et disposant de réserves en eau telles que sa transpiration ne soit pas limitée.

Cette valeur peut être calculée à partir de lois physiques (formule type PENMAN, 1948). Elle peut être mesurée par des dispositifs expérimentaux assez lourds (évapotranspiromètres) qui ont permis l'ajustement statistique d'autres formules plus simples, utilisant des tables générales et des relevés météorologiques locaux accessibles : formules empiriques de THORNTHWAITE (1948), de TURC (1961) ou formules dérivées de celles de PENMAN : BOUCHET (1963), BROCHET-GERBIER (1972 et 1975).

On trouvera ces différentes formules en annexe (Chapitre VII).

Des mesures très précises avec des évapotranspiromètres pesés ont montré que les ETP calculées par ces formules sont comparables, à 5 ou 10 % près, exceptionnellement 20 %, aux ETP mesurées sur des intervalles de temps assez longs : leur utilisation est donc valable pour des estimations annuelles ou mensuelles servant à caractériser un climat ou à évaluer l'ordre de grandeur des réserves d'eau d'irrigation à constituer (PERRIER et al, 1974) ceci du moins sous des climats du même type que celui de la région parisienne.

Sous le climat méditerranéen et le mistral de la Vallée du Rhône, les formules empiriques sous-estiment notablement l'ETP annuelle beaucoup plus que celles de PENMAN, BOUCHET, BROCHET-GERBIER.

Les cartes d'ETP établies par TURC et al (1963) pour la France indiquent donc probablement des valeurs trop faibles pour les régions les plus ventées. Cependant, à défaut d'autres documents de synthèse, c'est à partir d'elles et de celles de pluviométrie (Atlas Climatique de France, 1969) que nous avons calculé les déficits hydriques moyens d'été d'un certain nombre de stations (tableau n° 25). Ces déficits, de 90 à 130 mm dans le Massif Armoricain et le Nord de la France, atteignent plus de 730 mm dans le Midi.

Dans la pratique, les variations climatiques d'une année à l'autre sont telles que les moyennes n'ont pas grand intérêt. On leur préfère, à partir des mêmes formules, l'appréciation des déficits annuels ou mensuels de pointe de différentes fréquences, biennale, quinquennale ou décennale.

Il est possible de déduire ces données (tableau n° 26) de celles présentées par DARVES-BORNOZ et al (1964, 1965).

Les écarts relatifs interannuels sont souvent les plus importants dans les régions qui, moyennement, sont les moins sèches et où les irrigations de complément n'apparaissent pas d'une nécessité évidente.

3.2. Consommation maxima en eau des cultures

3.2.1. Sous couvert végétal parfaitement couvrant et en pleine activité

Sous couvert végétal parfaitement couvrant et en pleine activité, les conditions de mesures de l'ETP climatique sont réalisées.

Des travaux relativement récents (BOUCHET, 1963 ; BOUCHET et ROBELIN, 1969 ; PERRIER, 1975) ont montré que l'ETP caractéristique du climat, est une valeur fictive à laquelle se substitue celle d'évapotranspiration réelle maxima, ETR_M, spécifique de chaque couvert végétal (hauteur, forme, densité, etc...) dans les conditions climatiques locales (sècheresse relative de l'environnement régional).

Cette ETR_M est appréciée, pour chaque plante, par rapport à celle d'un couvert de référence qui est, en France, celui de la fétuque élevée : si le blé, l'orge, la betterave, le maïs précoce, le sorgho se comportent sensiblement comme des gazons pendant leur phase de pleine végétation (ROBELIN, 1962, 1969 ; PUECH et al, 1968...) les maïs tardifs, le tournesol, le soja, la luzerne (avant sa coupe) présentent des surconsommations importantes pouvant dépasser 70 % (PUECH et HERNANDEZ, 1973 ; PUECH et al, 1974 ; FRITSCHEN, 1966).

TABLEAU N° 25 - DONNEES CLIMATIQUES MOYENNES - DEFICIT HYDRIQUE DES MOIS D'ETE ET DRAINAGE (en mm)

		AVRIL	MAI	JUIN	JUIL.	AOUT	SEPT.	TOTAL AVRIL SEPT.	TOTAL ANNUEL
ROSTRENEN (centre Bret.)	E.T.P.	55	80	90	100	80	65	470	600
	P	70	80	50	60	70	70	-	950
	DEFICIT	< 0	0	40	40	10	< 0	90	D.
PAU	E.T.P.	70	85	105	115	105	75	555	730
	P.	110	105	80	60	70	90	-	1.100
	DEFICIT	< 0	< 0	25	55	35	< 0	115	D
NANCY	E.T.P.	55	85	100	105	90	65	500	595
	P.	55	60	70	60	65	60	-	700
	DEFICIT	0	25	30	45	25	0	125	D
LILLE	E.T.P.	55	85	100	100	90	60	490	605
	P.	50	60	55	70	65	60	-	720
	DEFICIT	5	25	45	30	25	0	130	D
STRASBOURG	E.T.P.	65	90	110	115	95	70	545	645
	P.	45	65	80	75	60	70	-	700
	DEFICIT	20	25	30	40	35	0	150	D
CLERMONT FERRAND	E.T.P.	60	85	110	125	105	75	560	690
	P.	50	70	65	55	65	65	-	600
	DEFICIT	10	15	45	70	45	0	185	-
PARIS	E.T.P.	60	90	110	110	95	65	530	640
	P.	50	60	50	60	60	50	-	650
	DEFICIT	10	30	60	50	35	15	190	-
LYON	E.T.P.	75	105	120	130	110	80	620	760
	P.	55	75	70	65	55	65	-	800
	DEFICIT	25	30	50	65	55	15	240	-
POITIERS	E.T.P.	70	95	115	120	120	75	595	750
	P.	55	60	50	50	50	55	-	700
	DEFICIT	25	35	65	70	70	20	275	-
TOULOUSE	E.T.P.	75	100	120	125	115	85	620	800
	P.	65	75	55	35	50	50	-	700
	DEFICIT	10	25	65	90	65	35	290	-
PERPIGNAN - AIX.EN.PROVENCE	E.T.P.	95	115	135	155	130	100	730	980
	P.	40	50	25	20	35	60	-	600
	DEFICIT	55	65	110	135	95	40	500	-

. D : Drainage climatique

TABLEAU N° 26 : DEFICITS HYDRIQUES ANNUELS ET MENSUELS DE POINTE DE DIFFERENTES FREQUENCES (.) - (en mm) -

	DEFICITS ANNUELS				DEFICITS MENSUELS DE POINTE			
	MOYENS ...	BIENNALE	QUINQUENNALE	DECENNALE	N..	BIENNALE	QUINQUENNALE	DECENNALE
ROSTRENEN (centre Bret)	90	125	280	350	2 - 3	119	182	203
PAU	115	160	255	270	3	110	143	158
NANCY	125	195	275	345	4 - 5	110	141	158
LILLE	130	155	275	345	3 - 4	134	183	201
STRASBOURG	150	175	300	340	4 - 5	149	174	199
PARIS (St-Maur)	190	260	345	420	6 - 7	175	204	212
RENNES	-	260	355	385	6 - 7	179	202	215
LYON	240	260	370	390	6 - 7	183	216	230
CLERMON T FERRAND	185	305	395	505	7	176	213	236
POITIERS	275	350	435	470	9 - 10	198	233	245
TOULOUSE	290	345	455	485	9 - 10	199	218	228
PERPIGNAN	500	640	705	775	10	237	252	260
AIX.EN.PROVENCE	500	575	655	705	10	248	265	276
AJACCIO	-	660	735	830	10	264	275	275

. calculé à partir des données DARVES-BORNOZ et al 1964 - R.F.U. non déduite

.. N = nombre d'années sur 10 nécessitant un apport d'eau d'au moins 100 mm sur des sols à RFU = 100 mm

... Cette colonne est le report des chiffres du tableau 25 (ETP de mêmes références)

Les formules précédemment citées peuvent donc, à l'échelle de temps courts adoptée pour la conduite de l'irrigation, induire des erreurs importantes par défaut dans le calcul des besoins en eau des cultures (PERRIER et al, 1974).

Des dispositititifs de mesures mis en place dans différentes régions (*) tendent à préciser progressivement l'ajustement des formules spécifiques du climat local et des cultures.

3.2.2. Sous couvert végétal partiel ou à activité ralentie

Les fourrages ont des cycles d'activité photosynthétique liés au rythme des coupes. Ainsi, le rapport ETR_M/ETP de la luzerne de Provence passe, pour une moyenne de cycle de 1,05 de 0,70 14 jours après la coupe à 1,25 14 jours avant la coupe suivante (ITCF cité par LABONNE, 1976).

Les plantes annuelles n'atteignent l'ETR_M que pendant une fraction de l'année. En dehors de cette période de couvert total et de pleine activité l'évapotranspiration maxima ETM, en milieu bien alimenté en eau, est réduite par rapport à ETR_M d'un coefficient variant avec la culture et son stade de développement.

Les dispositifs de mesure précédemment cités permettent, dans chaque région, d'apprécier des coefficients culturaux moyens, éventuellement mois par mois. Pour Clermont-Ferrand, ROBELIN (1969) donne les suivants :

$$\text{Coefficients culturaux } k = \frac{ETM}{ETR_M}$$

Mois :	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Maïs (groupe III)					0,5	0,6	0,85	1	0,8	0,55		
Better. suc.					0,6	0,8	1	1	0,7	0,6		
Prairie temp.	1	1	1	1	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9		
Blé d'hiver	1	1	0,9	0,9	1	1	4				1	1
Céréales prin.			0,65	0,9	0,9	0,6						

A Toulouse, les variations de consommation par rapport à la fétuque, du blé, de l'orge, de la betterave, du sorgho, du tournesol, du maïs, de différentes précocités... sont exprimées à partir de la date de levée de chaque plante (PUECH et al, 1968,1973).

(*) sites expérimentaux de l'INRA : la Minière (région parisienne), Avignon, Clermont-Ferrand, Toulouse, et à un degré moindre, Dijon, Rennes et Colmar.

Des méthodes semblables permettent d'apprécier les consommations des plantes cultivées sous serre, melons, tomates... par rapport à une ETP-serre (gazon) (LABERCHE, 1976).

3.3. Calcul des besoins en eau des cultures

3.3.1. Le rôle du sol

Le sol peut dans une certaine mesure, tamponner le déficit climatique.

La réserve en eau utilisable du sol correspond, en principe, à la fraction d'humidité comprise entre la capacité au champ et le point de flétrissement permanent sur toute la profondeur d'enracinement :

$$Q = \frac{C - f}{100} \times h \times \Delta a$$

Q : réserve en eau utilisable en mm

C : capacité au champ (teneur maxima en eau non mobilisable par la seule force de gravité), en g % terre séchée à l'air

f : point de flétrissement permanent, en g % terre séchée

h : profondeur d'enracinement en mm

Δ a : densité apparente du sol en place (masse de terre sèche dans le volume unitaire).

Lorsque le profil n'est pas homogène, $Q = \Sigma q$, q étant la réserve en eau utilisable de chaque horizon exploré par les racines.

La réserve utilisable définie conventionnellement comme ci-dessus,constitue une caractéristique assez représentative du type de sol sur une profondeur donnée, bien que dans la réalité :

- l'eau du sol puisse être utilisée très au-delà de pF = 4,2 dans les premiers horizons ;

- au contraire, dans les horizons plus profonds, l'eau n'est pas utilisée jusqu'à pF = 4,2 (MAERTENS et al, 1974) ;

- les réserves du sol peuvent être mobilisées au delà du front racinaire (HALLAIRE, 1960).

Dans l'application pratique de la formule ci-avant, c'est au niveau de l'estimation de cette profondeur d'enracinement ou d'activité racinaire que peuvent être faites les plus grosses erreurs : outre qu'elle varie avec l'âge de la plante et son bagage génétique, cette profondeur dépend des techniques culturales (PUECH et al, 1968).

La réserve facilement utilisable ou RFU est, dans son principe, la fraction de la réserve utilisable par la culture sans que son rendement soit diminué par les contraintes de sécheresse.

C'est en fait, une valeur limite qui varie avec la vitesse de dessiccation du sol autrement dit, avec la masse de terre explorée et la demande climatique (HALLAIRE, 1960), ainsi qu'avec la plus ou moins grande facilité de cession de l'eau par les constituants du sol, l'argile la cédant bien moins que les limons (PUECH, 1972).

C'est la raison pour laquelle la RFU n'est pas appréciée de la même façon par tous les auteurs : elle est comprise entre 1/3 et 2/3 de la RU.

Avec une RFU égale à 2/3 de RU, les réserves facilement utilisables peuvent varier, selon les sols et les types d'enracinement, de 50 à plus de 200 mm.

3.3.2. Le rôle d'une nappe phréatique éventuelle

La nappe peut contribuer à alimenter les cultures. Mais cette contribution dépend d'une part de la profondeur d'enracinement par rapport à celle de la nappe, d'autre part des caractéristiques de microporosité et d'affinité pour l'eau du sol (argiles) :

- la hauteur de remontée capillaire est beaucoup plus élevée dans les argiles (jusqu'à 1,50 m) que dans les sols grossiers ; les limons constituent un intermédiaire (BALLEY, 1973),

- inversement, la cessibilité de cette eau est plus faible dans les argiles que dans les sables et les limons (PUECH, 1972) et le débit peut être insuffisant en période de forte évapotranspiration.

En conséquence, jusqu'à un mètre de profondeur environ, une nappe permet l'alimentation optima d'une culture annuelle bien implantée ou d'une prairie, quelle que soit la texture du sol, du moins exclusion faite des tourbes. Au delà de 1 m et jusqu'à 2 m -2,50 m, l'alimentation du couvert végétal reste réduite et la part contributive totale de la nappe dépend du sol : elle est nulle en sol graveleux, moyenne en sol sablo-limoneux, un peu plus faible en sols argileux (BALLEY, 1973).

Les connaissances en ce domaine sont toutefois encore imprécises et l'on ne sait pas bien apprécier a priori la contribution d'une nappe.

Notons que la présence d'une nappe, même à 1 m de profondeur, ne dispense pas des arrosages sur jeunes plantes encore mal enracinées.

3.3.3. Dose annuelle d'arrosage (sol sans nappe)

De façon prévisionnelle au niveau d'un projet, on peut considérer qu'il existe une compensation entre les surconsommations de pointe, les sous-consommations des cultures non couvrantes, les erreurs décelées dans les formules : la quantité d'eau à apporter sur les cultures est égale à ETP - P - RFU exprimée en mm, sachant que 1 mm = 10 m3 d'eau/ha.

Le déficit ETP - P à retenir n'est pas le déficit moyen, mais le déficit de la fréquence maxima que l'on considère comme admissible.

L'étude fréquentielle des besoins en eau d'irrigation réalisée par DARVE-BORNOZ et al (1965) et refondue récemment (DARVE-BORNOZ et al, 1979) permet d'avoir une idée des besoins en eau de huit cultures principales pour l'ensemble de la France. Des cartes de besoins en eau de différentes fréquences, selon différentes hypothèses de RFU ont ainsi été établies à l'échelle de la France (exemple des figures 1, 2, 3, d'après DARVE-BORNOZ et al, 1979) : pour une RFU de 100 mm, les besoins annuels de fréquence biennale sont supérieurs à 500 mm à Narbonne et de 200 à 300 mm dans le Poitou pour un gazon pérenne.

Le même mode de raisonnement met en évidence que si le Midi a besoin d'eau 10 années sur 10, le Centre-Bretagne et le Nord en ont besoin 4 à 5 années sur 10 (tableau n° 26, col. de droite).

Le service de la Carte Pédologique de France établit progressivement des cartes, au 1/100 000 e, de caractéristiques hydriques des sols qui, exploitées en fonction des différents types de culture et avec les données climatiques locales, devraient permettre, à l'avenir, de prévoir au mieux les doses d'arrosage pour tous les sols cartographiés.

En attendant, et à l'échelle d'un projet, la dose annuelle d'arrosage est à calculer avec les données climatiques locales (ETP - P) et les résultats de l'étude des sols (RFU).

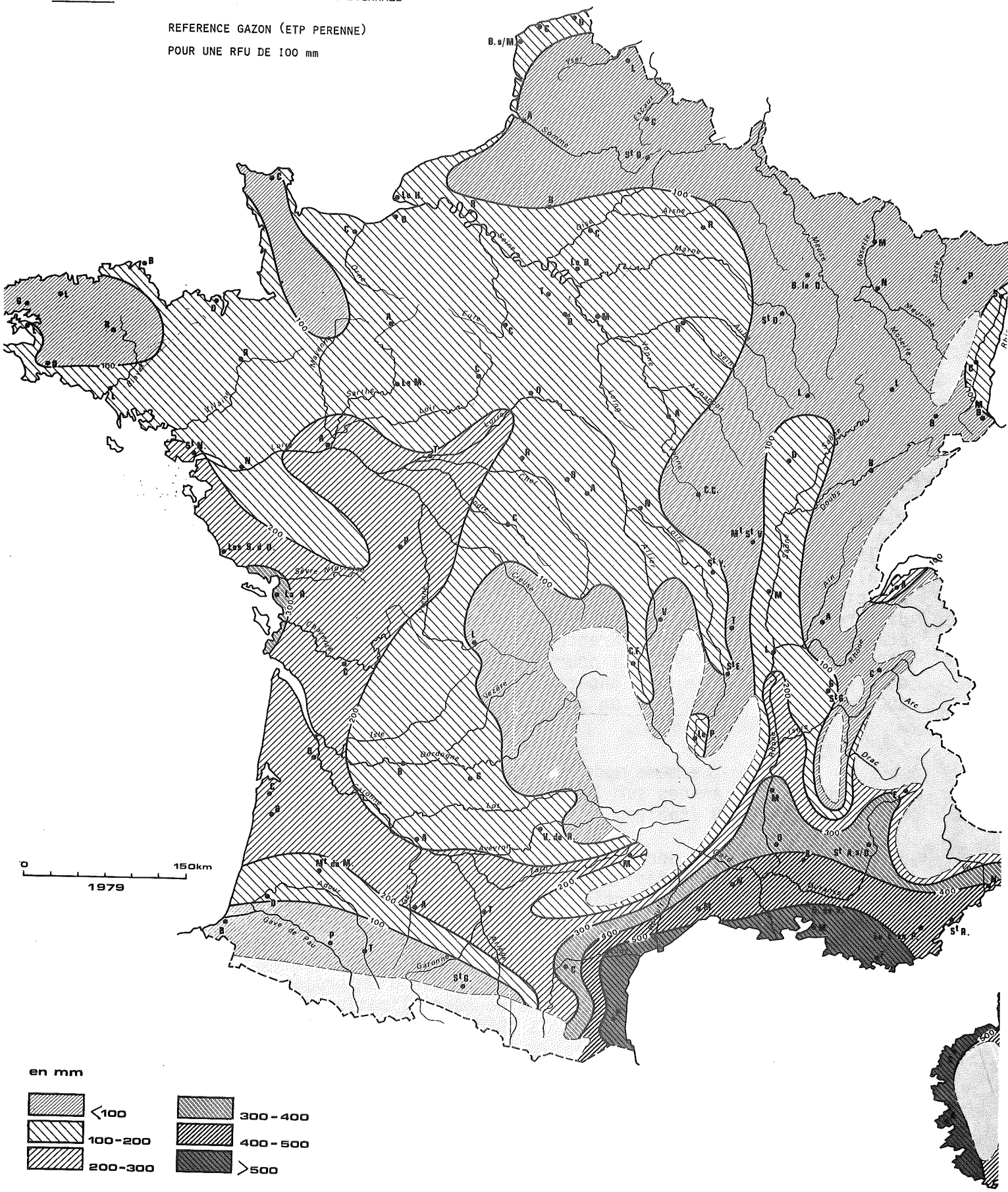
3.4. Conséquences des excès d'eau - L'ennoyage des sols et des cultures

Les aléas climatiques et une perméabilité de sol limitée peuvent conduire à des apports excessifs d'eau.

FIGURE 1 : BESOINS ANNUELS DE FREQUENCE BIENNALE

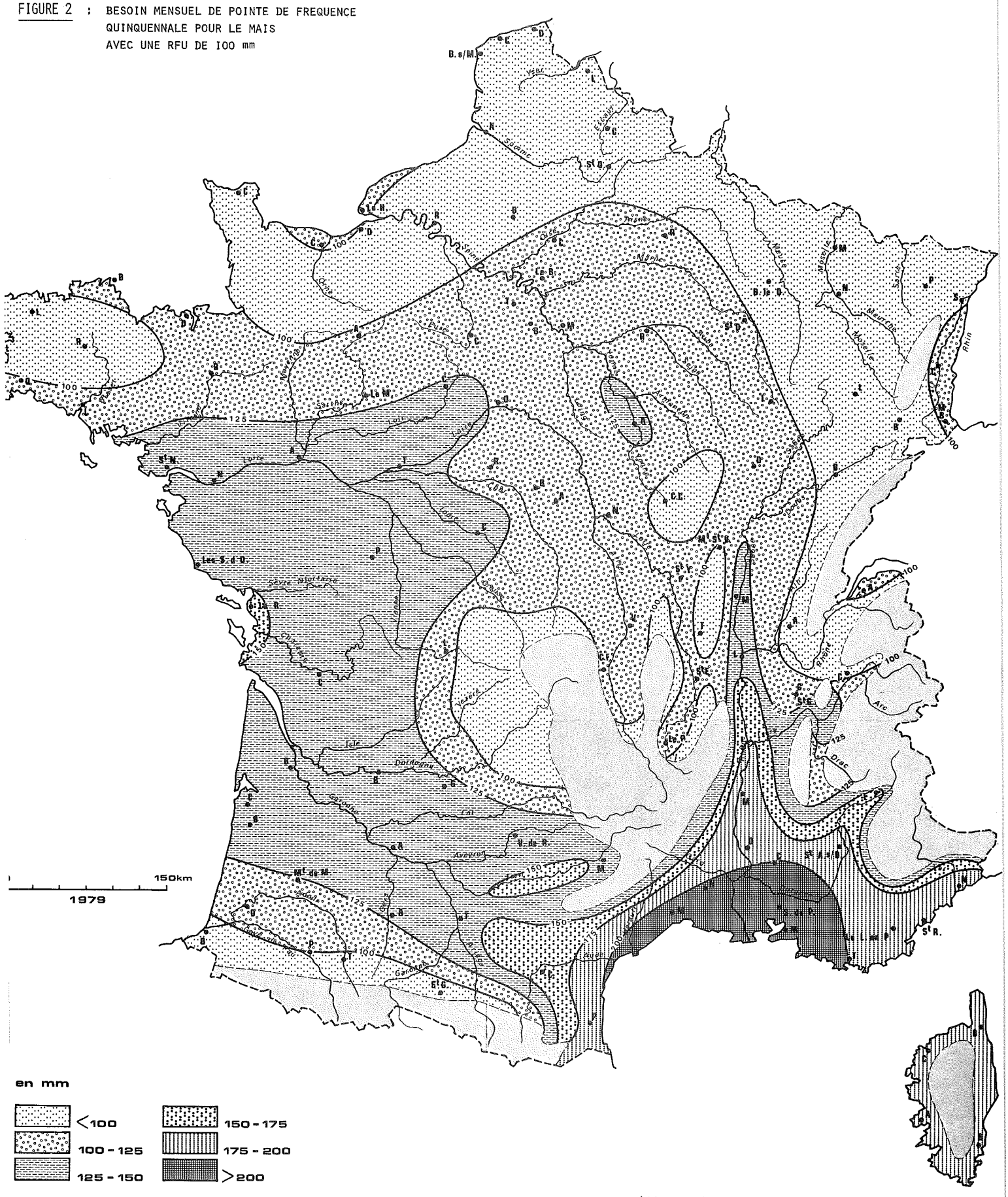
REFERENCE GAZON (ETP PERENNE)

POUR UNE RFU DE 100 mm



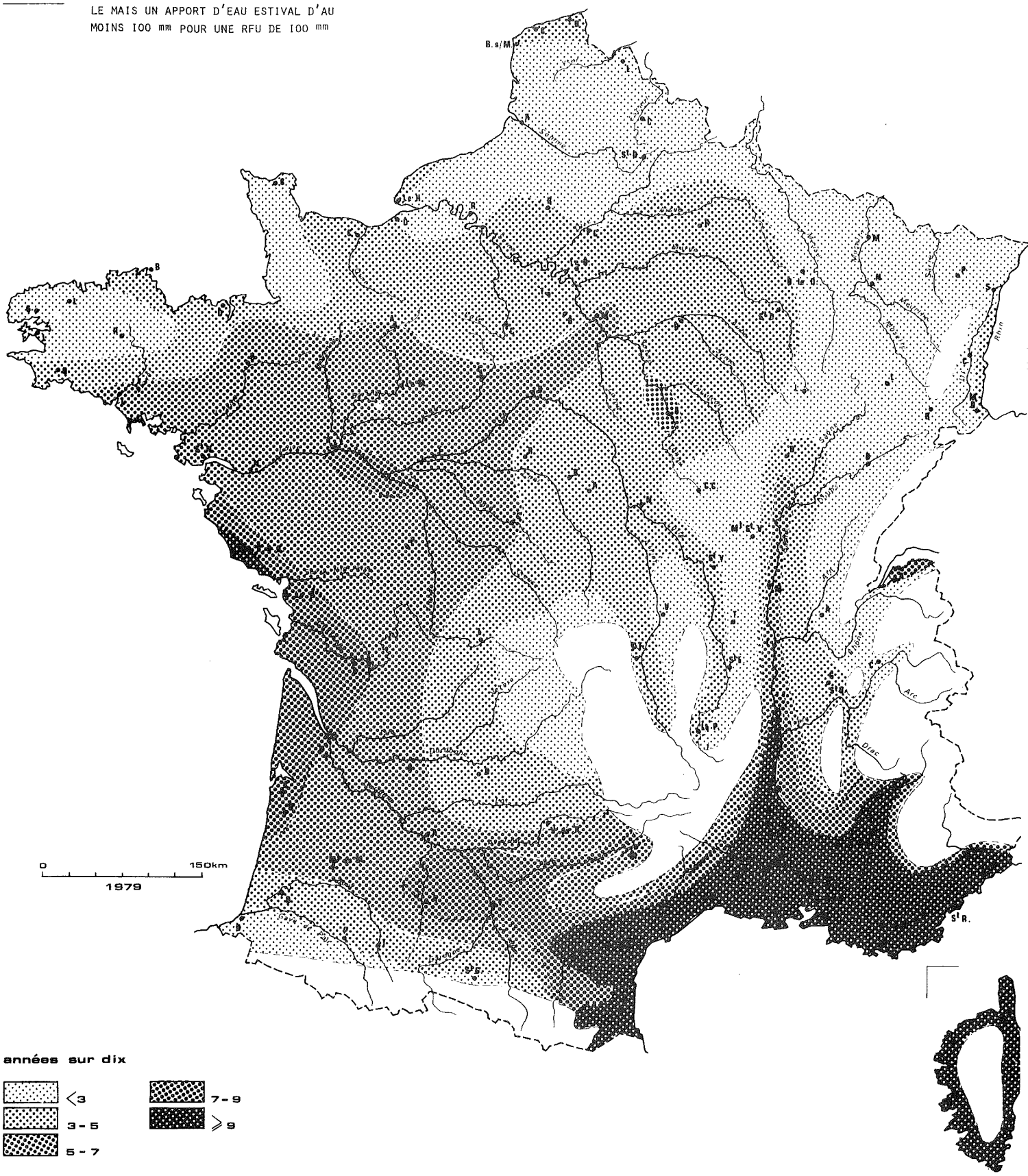
(d'après DARVE-BORNOZ et al,1979)

FIGURE 2 : BESOIN MENSUEL DE POINTE DE FREQUENCE QUINQUENNALE POUR LE MAIS AVEC UNE RFU DE 100 mm



(d'après DARVE-BORNOZ et al, 1979)

FIGURE 3 : NOMBRE D'ANNEES SUR IO EXIGEANT POUR LE MAIS UN APPORT D'EAU ESTIVAL D'AU MOINS IOO mm POUR UNE RFU DE IOO mm



(d'après DARVE-BORNOZ et al, 1979)

Au niveau du sol, les effets défavorables d'un excès d'eau ne se font sentir que si celui-ci est assez prolongé, mais ils sont augmentés, par rapport à un excès d'eau naturelle par l'apport des matières organiques (et de DBO) contenues dans les eaux résiduaires et qui créent un milieu plus réducteur, avec formation de gley (présence de composés acides, de sulfures, etc,...). Le phénomène est plus net avec des eaux brutes, riches en matières organiques qu'avec des effluents épurés. Cependant, même avec des eaux naturelles, la couche végétale fournit les éléments nécessaires au maintien d'un milieu réducteur, plus actif sous les températures élevées d'été qu'en hiver.

Les conséquences en sont multiples :

3.4.1. Les propriétés physiques du sol

La formation d'acides organiques désature le milieu et dégrade progressivement la structure (BETREMIEUX, 1951) ; le sol s'imperméabilise. Après ressuyage, ces sols restent compacts, mal aérés et peu propices à la culture (PERIGAUD, 1965). Par ailleurs, la perte de structure rend leur ressuyage plus lent, et, par conséquent le travail du sol plus difficile (PERIGAUD, 1967 a).

3.4.2. Les propriétés chimiques et biochimiques du sol

L'assimilation des éléments vis-à-vis des plantes est modifiée ; la réduction du fer, du manganèse peut, si l'on ne corrige pas l'acidité, provoquer des phénomènes de toxicité (CHANEY, 1973). Si le sol est neutre ou alcalin, l'absorption accrue du molybdène par les cultures fourragères peut les rendre toxiques pour les animaux (UNDERWOOD, 1971). Les nitrates disparaissent ; les sulfures sont également toxiques pour les racines, la minéralisation de l'azote organique ne peut aller au delà du stade ammoniacal.

3.4.3. Les plantes

La présence d'un excès d'eau cumule, pour la plante,les inconvénients d'un milieu chimique défavorable, d'un milieu physique poreux modifié (2 phases au lieu de 3) par rapport à celui dans lequel les racines se sont formées et d'une oxygénation insuffisante pour les besoins respiratoires des racines (PERIGAUD, 1967 b).

Les mécanismes d'adaptation des plantes au manque d'oxygène sont multiples, à la fois morphologiques et métaboliques (DUTHION et MINGEAU, 1976).

Globalement, l'activité respiratoire est modifiée. La consommation en eau est diminuée et, avec elle, celle des éléments minéraux, mais de façon inégale selon les ions. Les synthèses sont ralenties et le cycle évolutif lui-même est un peu retardé.

L'intensité de l'effet dépressif est fonction des conditions de milieu, d'autant plus marquée que les autres conditions de bonne croissance sont mieux réalisées (PERIGAUD, 1967 b ; DUTHION, 1972). En hiver, les inondations, même prolongées, créent peu de dégâts ; les dommages sont accusés et rapides, en été, sous insolation et températures élevées.

A 25°, la luzerne et le sainfoin disparaissent après une submersion de 4 semaines, tandis que leur pourcentage de survie, à 13°, est respectivement de 95 et 54 % (DUTHION et MINGEAU, 1976). En plein champ, la durée d'ennoyage qui altère les rendements varie substantiellement d'une année à l'autre selon le climat de l'été. La tempérautre élevée du sol a un effet plus dépressif que celle de l'air (CAMERON, 1973).

Le stade physiologique de sensibilité maxima à l'excès d'eau se situe à la germination et au démarrage de la jeune plantule, puis à la floraison et au cours de la formation des grains (pois, haricots...) ou entre la formation des épillets et celle des anthères, chez les graminées, à la préfloraison chez le maïs. L'orde est également sensible au tallage et au début de montaison (DUTHION, 1972). Le tabac est plus fragile au stade 12 feuilles que 17 feuilles (DUTHION et MINGEAU, 1976). La luzerne est la plus sensible à l'excès d'eau juste après sa coupe (CAMERON, 1973 ; RAI et al, 1971).

Il existe des différences importantes de tolérance selon les espèces qui se retrouvent aux différents stades physiologiques. DUTHION (1976) a obtenu, par des essais comparés, la classification suivante :

- espèces très peu tolérantes : épinard, moutarde, tomate, tabac ;

- espèces moyennement tolérantes : blé, fèverole

- espèces assez tolérantes : lin, maïs, sorgho, tournesol.

Le blé et le seigle résistent mieux que l'orge et l'avoine (DUTHION, 1972).

Parmi les espèces fourragères, les graminées sont plus résistantes à l'excès d'eau que les légumineuses. Les premières se classeraient dansl'ordre de résistance décroissante suivant (DURAND, 1970) :

phalaris > phleum > brome > lolium

> fétuque > avoine > dactyle

Les légumineuses survivent à l'ennoyage, à moins de 25°C pendant les temps suivants, dans les conditions d'essai de l'auteur (HEINRICKS, 1970) :

20 jours : lotier corniculé > trèfle blanc > trèfle à fraise ;

15 jours : trèfle rouge > trèfle hybride > luzerne

10 jours : melilot > astragale

5 jours : sainfoin.

La vesce est signalée comme plus sensible que la luzerne.

La prairie naturelle est bien tolérante, mais les sites très humides sont caractérisés par une flore adaptée de qualité médiocre.

Les arbres fruitiers sont également très différemment affectés par l'ennoyage ; les abricotiers, les pêchers, les amandiers sont très atteints, tandis que les cognassiers et certains pommiers (East Malling) le sont peu. Les porte-greffes de type Prunus, sont résistants, mais certains types plus que d'autres (SAUNIER, 1966), les poiriers sont particulièrement résistants. Dans l'ensemble, la sensibilité est la plus grande pendant la période de jeunesse de l'arbre.

Dans les peuplements forestiers, les espèces Acer sont très sensibles, tandis que les Salix (saules) sont très résistants. L'eau courante est moins toxique que l'eau stagnante et chaude (DURAND, 1970).

Il faut rappeler enfin que, pour une plante, quelle qu'elle soit, il est plus facile de s'adapter à des conditions d'humidité constamment élevées qu'à des alternatives fréquemment répétées d'ennoyage et de dessiccation poussée.

Un excès d'eau peut provenir d'une nappe à trop faible profondeur. Le niveau optimum qui maintient à la fois une tranche de sol suffisamment ressuyée et une alimentation optima en eau en été se situe entre 60 cm et 1,50 m -2 m selon les sols, le climat et l'espèce. La fléole, la fétuque élevée tolèrent des niveaux assez élevés (15 à 40 cm), surtout en saison froide, attendu que la luzerne demande plus de 45 cm (WILLIAMSON et KRIZ, 1970 ; RAI et al, 1971).

4 - VALEUR FERTILISANTE DES EAUX USEES URBAINES

4.1. Composition en éléments fertilisants majeurs

L'étude des caractéristiques des eaux résiduaires urbaines du Chapitre II (tableaux 1 à 5) a montré qu'elles contenaient des éléments utilisables en agriculture comme l'azote et le phosphore.

Le tableau n° 27 indique la composition en éléments fertilisants des eaux résiduaires urbaines utilisées en irrigation dans des expérimentations relevées dans la littérature. Ces données indiquent que les eaux résiduaires urbaines peuvent apporter, pour une lame d'eau épandue de 100 mm, les quantités approximatives suivantes d'éléments :

- de 16 à 62 kg d'azote total
- de 4 à 24 kg de phosphore (P)
- de 2 à 69 kg de potassium (K)
- de 18 à 208 kg de calcium (Ca)
- de 9 à 110 kg de magnésium (Mg)
- de 27 à 182 kg de sodium (Na)

Ceci, compte-tenu des doses utilisées habituellement, même en stricte irrigation pour couvrir un déficit hydrique, représente des quantités non négligeables de fertilisants.

Le pH est en général voisin ou légèrement supérieur à la neutralité. L'équilibre entre les éléments fertilisants traduit par les proportions azote/acide phosphorique (N/P_2O_5) et azote/potasse (N/K_2O) varie :

pour N/P_2O_5 de 1/0,2 à 1/1,5

pour N/K_2O de 1/0,4 à 1/2,4

On peut considérer que l'équilibre entre azote et phosphore est généralement correct alors que le potassium risque d'être apporté en quantité trop faible par rapport à l'azote.

Par ailleurs, toute station de traitement d'eaux produit des boues d'une valeur fertilisante certaine. Bien que les problèmes posés par les boues soient différents de ceux posés par les eaux, il est utile d'examiner leur valeur fertilisante. Le tableau n° 28 indique la composition en fertilisants de boues utilisées en essais d'épandage.

TABLEAU n° 27 : COMPOSITION DES EFFLUENTS UTILISES DANS LES ESSAIS D'IRRIGATION
(ppm ou mg/l sauf le pH)

Le chiffre supérieur est la moyenne, les chiffres entre parenthèses représentent la gamme de variation.
Valeur en ppm , sauf pour le pH.

Type d'effluent utilisé	Auteur	Localité	N total	N NH_4	N NO_3	N orga.	P	K	Ca	Mg	Na	pH	$N/P_2O_5/K_2O$ (N = 1
?	BECHSTADT 1973	Erfurt (D)	62 (25;102)	51 (21;83)	0,3 (0,1;0,5)	10,5 (4;19)	9,2 (3;22)	27 (17;48)	164 (118;208)	66 (26;110)	128 (63;182)	7,1 (6,9;7,5)	1 - 0,3-0,5
Effluents secondaires	CANTRELL 1968	Ruston Louis. (U.S.A.)	20 16				7 10	40 35	100 100			7,4 7,2	1 - 0,8-2,4 1 - 1,4-2,4
Effluents secondaires	DAY 1962-1972 1959	Tucson Ariz. (U.S.A.)	24		0,5		9	5,7/11	36	16	152	7,3	1 - 0,9-0,4
Effluents secondaires	EDGERTON 1975	Penn.St.Univ. (U.S.A.)		5,3 (3;7)	13 (7;18)	1,7 (1,2;3,8)	5,5 (1,8;6,2)	24 (2;69)	34 (23;47)	18 (12;21)	38 (33;45) (analyses de 1972)	7,3 (6,7;8,0)	1 - 0,7-1,5
?	KUTERA 1970	Wroclaw (Pologne)	45				5	26	94				1 - 0,2-0,7
Effluents secondaires	PENNY PACKER 1967	Penn.St.Univ.	(analyses de 1963)		4,3	7	8,6	14	32	18	48	7,4	
Effluents non traités	ROSZYK 1974	Wroclaw (Pologne)	55 (28;69)				(3,7;7)	(11;36)					1 - 0,2-0,5
Effluents secondaires	SCHREIBER 1957	15 villes de Calif. (USA)	(22;37)				(14;24)	(7;15)					1 - 1,5-0,4
Effluents secondaires	SOPPER 1971	Penn.St.Univ. (U.S.A.)	(analyses de 1968)		5 (0;13)	20 (2;39)	8,5 (2;16)	19 (12;24)	26 (18;34)	13 (9;17)	40 (27;66)	7,7 (6,3;8,1)	
Effluents primaires	STOPEL 1975	Erfurt (D)	55				7,2	24	169				1 - 0,3-0,5
Effluents secondaires	TILSTRA 1972	Detroit Lakes City Minn. (USA)	(0,1;19)	(0;15)	(0;25)		(4;12)						

TABLEAU n° 28 : COMPOSITION DES BOUES UTILISEES DANS LES ESSAIS D'EPANDAGE

Le chiffre supérieur est la moyenne, les chiffres entre parenthèses représentent la gamme de variation.
Valeur en ppm , sauf pour le pH.

Auteur	Localité	Teneur en eau à l'analyse et à l'épandage %	N total	N NH_4	N NO_3	Org.	P	K	Ca	Mg	Na	pH
CUNNINGHAM 1975	4 villes du Wisconsin (USA)	0	24 à 31000 (ppm de boue sèche)				27 à 81.000	13 à 19.000	42 à 180.000	7.600 à 12.000	5.600 à 21.900	
CZYZYK 1974 a/	Wroclaw (Pologne)	50	11.100 (8500;14.500)				2 900 (2200;3400)	2 000 (1600;2400)	12 400 (8000;20000)		520 (450;670)	6,7 (6,4;7,0)
CZYZYK 1974 b/	Wroclaw (Pologne)	50	8.500 (4600;11600)				2 800 (2200;3700)	1 900 (1200;2400)	15 000 (7500;31000)		600 (370;740)	6,5 (5,9;7,0)
EDGERTON 1975	Penn. St. Univ. (USA)	boues humides MES = 2,2 g/l		300 (127;500)	3 (2,3;4,4)	195 (9;644)	118 (88;272)	136 (76;192)	82 (33;290)	27 (10;7,3)	49 (25;75)	7,4 (7,3;7,5)
KING 1972 a/	Athens Georgie (USA)	94	1.900				450	135	730	50	50	7,0 (6,9;7,1)
KING 1972 b/	"	94	2.250				555	160	920	63	55	
LUTRICK 1974	Floride (USA)	0	1.370				12	32	760	60	48	
SCHLEINIGER 1972	(Suisse)	96	1.750	600			520	165				
STEWART 1975	Guelph Ontario (USA)	93	3.165	950								7,1
VLAMIS 1971	Calif. (USA)	6	10700 (ppm de boue sèche)		700	600	3 400	7 400	34 000	6 400	3 900	
VALIELA 1975	Engrais	(10-6-4) fabriqué avec les boues du traitement secondaire des effluents de Chicago. 100 000 ppm N, 26 000 ppm P, 33 000 ppm K.										

4.2. Utilisation agricole des eaux usées urbaines et des boues

4.2.1. Besoins des cultures en éléments fertilisants - Mobilisation - Exportation

On rappellera que les végétaux sont l'un des constituants actifs du Sol-système épurateur par les prélèvements d'eau, d'azote minéral et de minéraux tels que phosphore, potassium, calcium, magnésium.

Les prélèvements par les cultures sont une des composantes du rendement final d'épuration ; ils doivent donc être maximisés. La culture doit être intensifiée (irrigation complémentaire, façons culturales adaptées..) et non abandonnée à elle-même.

De plus, la végétation doit être exportée hors du terrain d'épandage. Fauche ou récolte sont indispensables, sinon les prélèvements effectués sont recyclés et le pouvoir épurateur du sol n'est pas régénéré.

Le tableau n° 29 distingue les besoins des plantes (quantités d'éléments mobilisées par l'ensemble du végétal cultivé) de leurs exportations effectives (quantités d'éléments contenues dans les parties végétales sorties du champ). Il y a intérêt à exporter au maximum la production végétale pour régénérer le pouvoir épurateur du sol.

Rappelons qu'ajuster l'apport d'azote sur l'exportation théorique équivaut à faire les hypothèses suivantes :

- l'entraînement en profondeur d'azote minéral sera nul,

- le taux de matières organiques du sol n'augmentera pas,

- tout l'azote apporté sera minéralisé et disponible pour la plante lorsqu'elle pourra le prélever. C'est-à-dire en automne et au printemps pour le blé, en juin et juillet pour le maïs ou la betterave....

En fait, ces conditions sont rarement toutes remplies, et le rendement de la culture devient inférieur au rendement prévu. C'est pourquoi, dans la pratique agricole les apports par les engrais sont généralement supérieurs aux exportations, et synchronisés avec les périodes de prélèvements. Il conviendra donc, lorsque l'on raisonne en terme de bilans de pollution sur des épandages répétés, de tenir compte des arrières effets de cet apport excédentaire.

Par ailleurs, les effluents urbains n'ont pas une composition équilibrée en éléments fertilisants, comme le souhaiterait l'agronome. Les dernières colonnes des tableaux 27 et 28 récapitulent ces équilibres $N - P_2O_5 - K_2O$. Ils sont généralement corrects entre azote et phosphore, alors que le potassium risque souvent d'être apporté en quantité trop faible par rapport à l'azote. Il faudrait alors envisager une fumure potassique de

TABLEAU 29 : QUANTITES D'ELEMENTS FERTILISANTS EXPORTEES OU MOBILISEES PAR DIVERSES CULTURES (d'après GRAS R. et MORISOT A., 1973).

CULTURE	RENDEMENT	EXPORTATION	N	P_2O_5	K_2O	Na	N - P_2O_5 - K_2O
Betterave sucrière	50 t/ha de racines	Exportation minimum = racines	90	60	115	80	1 - 0,7 - 1,3
		mobilisation = exportation des feuilles + racines	180	100	300	80	1 - 0,6 - 1,7
Pomme de terre	50 t/ha	Exportation minimum par tubercules mobilisation =	150	50	230		1 - 0,3 - 1,5
Maïs grain	80 q/ha	Exportation minimum	150	65	45		1 - 0,4 - 0,3
		mobilisation ou exportation par tiges + épis	200	80	150		1 - 0,4 - 0,8
Maïs fourrage	60 q/ha à 15 % humidité	Exportation mobilisation	100	40	35		1 - 0,4 - 0,4
Blé	50 q/ha	Exportation minimum (grains)	95	20	30		1 - 0,2 - 0,3
		mobilisation ou exportation par paille + grain	135	65	100		1 - 0,5 - 0,7
Prairie permanente	10 t/ha de MS	Exportation par fauche	300	80	200		1 - 0,3 - 0,7
Prairie temporaire	15 t/ha de MS	Exportation par fauche	380	100	250		1 - 0,3 - 0,7
Rotation	grande culture avec minimum de restitutions		80 à 100	70 à 80	150 à 170		1 - 0,9 - 1,9 1 - 0,8 - 1,7
Pommes	40 t/ha	Exportation par les fruits	20	13	60		1 - 0,7 - 3
		mobilisation	100	35	150		1 - 0,4 - 1,5

On a généralement négligé les restitutions par les racines des cultures annuelles : pour le blé par exemple : 15 à 20 N, 5 à 10 P_2O_5 , 5 à 15 K_2O.

complément, (probablement avec du sulfate de potasse), particulièrement sur betterave, pomme de terre ou verger.

Il a d'ailleurs déjà été signalé au paragraphe 1.2.2. page 38 qu'une partie importante des minéraux apportés y compris l'azote, peut être stockée dans les parties végétales non récoltées.

Un très grand nombre de végétaux ont déjà été utilisés avec succès. L'éventail des possibilités est donc extrêmement vaste et de plus, encore susceptible de s'élargir.

Les tableaux 30 et 31 donnent la liste des végétaux utilisés dans les essais d'irrigation avec des eaux résiduaires urbaines et avec des boues urbaines.

Le choix de la culture est souvent imposé par la région considérée et les pratiques agricoles. Il y a le plus grand intérêt à ce que la culture soit déjà connue du responsable agricole. La culture choisie doit faciliter au mieux l'épandage : période de végétation, facilité des déplacements de tuyaux... Enfin, elle doit assurer un rendement d'épuration satisfaisant. On peut proposer les exemples suivants :

- prairie : elle assure une importante consommation d'eau et d'éléments fertilisants et maintient une bonne structure dans le sol par l'action des racines. Elle reste en activité pendant une très longue partie de l'année.

- assolement de cultures à périodes de végétation décalées : maïs, betteraves libérant le terrain jusqu'en mars, avril, irriguées ensuite; orge, blé, libérant le terrain en juillet.

- cultures dérobées d'hiver :elles permettraient de diminuer les pertes par lessivage pendant les hivers pluvieux.

4.2.2. Doses apportées

Face aux possibilités d'exportations par les cultures, il est aisé de constater que les doses d'éléments apportées, en irrigation ou par les boues sont souvent excessives. Les tableaux 32 et 33 indiquent pour les eaux résiduaires et les boues utilisées en expérimentation les doses annuelles épandues ainsi que les doses de fertilisants correspondantes.

Ces données indiquent les possibilités très souples de l'utilisation d'eaux résiduaires urbaines et de boues en agriculture, sans considérer cependant les risques pour l'environnement.

TABLEAU N° 30 :

VEGETAUX UTILISES DANS LES ESSAIS D'IRRIGATION AVEC DES EAUX USEES URBAINES

		Auteurs	Observations
CEREALES	Avoine	DAY 1959, 1960, 1962	
	Blé	.. id. + 1974 + STOPEL 1975	
	Orge	DAY 1959, 1960, 1962.	
	Sorgho	DAY 1972	
COTON		id.	
FORETS	Chênes	SOPPER 1971 + PENNYPACKER 1967	
	Querus abba		
	Q. velutina		
	Q. rubra		
	Q. coccinea		
	Pins	id.	
	Pinus resinosa		
	Picea glauca		
	Erable	PENNYPACKER 1967	
	Acer rubrum		
	Carya tomentosa	id.	
	Cornouiller	id.	
	Cornus florida		
	Prunus scrotina	id.	
TAILLIS	Rubus occidentalis	SOPPER 1971	
	Vaccinium		
	Toxicodendron radicans		
	Gaultheria procumbens		
	Viola		
	Aralia nudicaulis		
	Dathonia spicata		
	Solidago		
	Rubus flagellaris		
FRUITIERS	Framboise	KUTERA 1970	
	Groseille	"	
	Groseille à maquereau	"	
	Prunier	"	

TABLEAU N° 30 (suite)

GRAMINEES	Ray grass anglais	ROSZYK 1974	
	Ray grass italien	STÖPEL 1975	gros utilisateur d'eau
	Fétuque	GRAY 1968	
		+ ROSZYK 1974	id.
	Dactyle	id.	id.
	Bermuda grass	GRAY 1968	id.
	Indian grass	id.	id.
	Paturin	ROSZYK 1974	
	"pâture intensive"	BECHSTADT 1973	
	Maïs fourrage	id.	
	Alpiste :		
	Phalaris arundinacea	EDGERTON 1975	gros utilisateur d'eau très bon
	Brome :		
	Bromus inermis	"	Bon
	Eragrostis curvula	"	très bon
	Panicum clandestinum	"	très bon
	" virgatum	"	très bon
	Fléole :		Bon
	Phleum pratense	"	
	Vulpin :		
	Alopecurus arundinacens	"	Bon
LEGUMINEUSES	Trèfle rouge	BECHSTADT 1973	
	Coronilla varia	EDGERTON 1975	Bon
	Gesse :		
	Lathyrus sylvestris	"	Bon
	Lespedeza scricea	"	très bon
	Luzerne :		très bon
	Medicago sativa	"	
	Melilot :		bon
	Melilotus alba	"	
	Robinier :		très bon
	Robinia fertilis	"	
	Trèfle :		
	Trifolium pratense	"	très bon
	" repens ladino	"	très bon
	Trèfle blanc	ROSZYK 1974	
PLANTES SARCLEES	Betterave à sucre)	BECHSTADT 1973	
	" fourragère)	+ STOPEL 1975	
	Laitue	DAY 1972	
	Pomme de terre	BECHSTADT 1973	

TABLEAU 31 :

VEGETAUX UTILISES DANS LES ESSAIS D'EPANDAGE DE BOUES

Maïs grain	STEWART 1975 CUNNINGHAM 1975	optimum avec 12,5 mm
Prairie	CZYZYK 1974 b/	bon, surtout en automne e en hiver.
Betterave rouge) Pomme de terre) Chou (Carotte (	CZYZYK 1974 a/ " " "	optimum à 40 - 60 t/ha de boue utilisée, l'apport annuel est possible avec cultures intensives.
Tomate Orge Laitue	VLAMIS 1971	bon " "
Prairies Plantes sarclées Engrais vert (colza, navette, chou de chine ou légumineuse : séradelle, trèfle jaune, trèfle de Perse)	SCHLEINIGER 1972	
Sorgho grain (Sorghumbicolor) Maïs grain Blé Arachide (Arachis hypogaca) Soja (glycine max.) Graminée : Paspalum notatum	LUTRICK 1974	bon " " " " " " "
Cynodon dactylon Riz	KING 1972 a/ (KING 1972 b/) (CUNNINGHAM 1975)	

TABLEAU N° 32 :

DOSES ANNUELLES D'IRRIGATION AVEC DES EAUX USEES URBAINES

les apports d'eau sont indiqués en mm/an
les apports d'éléments fertilisants en kg/ha.an

		N	P_2O_5	K_2O
BECHSTADT 1973	50 mm à 413	31 à 256	11 à 87	16 à 135
DAY 1959-1960-1962		224	168	112
DAY 1972	910 mm	218	187	63 ou 121
EDGERTON 1975	Effluent + boues digérées 420 + 180	970	520	410
	840 + 360	1 940	1 040	820
KUTERA 1970	220 mm	98	25	69
	440 "	196	50	138
	640 "	285	74	202
PENNYPACKER 1967	584 1er effluent	66	115	100
	1 168 2ème effluent	140	225	200
	2 336 3ème effluent	280	450	400
ROSZYK 1974	de 1 881 à 1 945 : 2 000 mm depuis 1 948 : 3 750 mm	2 000	600	1 600
SOPPER 1971	750 à 3 000 mm	190 à 750	146 à 585	170 à 670
STOPEL 1975	sur blé d'hiver 25 à 150 mm	14 à 83	4 à 25	7 à 43
	sur betterave sucrière 90 à 540 mm	50 à 300	15 à 90	26 à 156
	sur Ray grass italien 150 à 900 mm	83 à 500	25 à 150	43 à 260

TABLEAU N° 33 :

DOSES ANNUELLES D'EPANDAGE DE BOUES DE STATION D'EPURATION

Les doses sont indiquées en mm/an de boue liquide, ou en t/ha/an de boues.

Les apports d'éléments fertilisants en kg/ha/an.

	boues	N	P_2O_5	K_2O	
CUNNINGHAM 1975	63 à 500 t/ha (en matière sèche)	1 760 14 000	5 800 46 000	1 060 8 500	
CZYZYK 1974.a/	20 à 60 t/ha (boue humide)	220 660	58 175	40 120	
CZYZYK 1974.b/	20 à 60 t/ha	170 510	56 170	38 115	
KING 1972.a/	45 à 200 mm	860 3 800	465 2 050	75 330	
KING 1972.b/	45 à 400 mm	1 000 9 000	570 5 000	85 770	
LUTRICK 1974	sorgho 100 à 300 mm maïs 120 mm autres cultures 160 mm	1 400 4 200	27 80	40 120	
SCHLEINIGER 1972	40 à 60 m3/ha sur fourrages (95 % d'eau) 80 à 120 m3/ha sur labour	70 140 à 210	50 100 à 150	8 15 à 25	
STEWART 1975	12,5 à 50 mm	400 à 1 600			
VALIELA 1975	2,35 7,1 t/ha	235 710	140 420	95 280	S
VLAMIS 1971	25 à 200 t/ha	100 800	78 620	90 720	22 175

4.2.3. Résultats agronomiques obtenus

Eaux usées urbaines

BECHSTADT et al (1973) ont fait pendant deux ans en 1971-72 à Erfurt des essais d'irrigation sur un sol à 40 % d'argile, sur plusieurs cultures, avec des eaux usées apportant pour 50 mm épandus, en kilo/hectare : 31 N, 11 P_2O_5, 16 K_2O.

Ils ont constaté une amélioration des rendements pour presque toutes les cultures, les plus favorables sont les productions fourragères et les betteraves. L'eau est mieux utilisée lorsque le sol est plus argileux.

Le tableau n° 34 indique l'indice de rendement des cultures par rapport à un témoin non irrigué noté 100 ainsi que les doses correspondantes d'eau épandue.

	Apport (mm)	Indice de rendement
pâturage	214	185
trèfle rouge	223	167
luzerne	70	134
prairie intensive	413	177
maïs	96	173
culture dérobée d'hiver	50	140
" " d'été	94	212
betterave à sucre	111	135
" fourragère	107	146
pomme de terre	50	122
blé d'hiver	50	108
orge d'hiver	50	128
blé de printemps	50	123
avoine	50	103

TABLEAU N° 34 : INDICE DE RENDEMENT DES CULTURES IRRIGUEES PAR RAPPORT A UN TEMOIN NON IRRIGUE (100) (d'après BECHSTADT et al, 1973)

STOPEL et al (1975) ont complété ce travail par 3 années d'expérimentation (1971 à 1973) à Erfurt sur sol argileux. Ils ont comparé des doses croissantes d'eaux usées urbaines sur trois cultures réalisant les apports suivants :

		N kg/ha	P_2O_5 kg/ha	K_2O kg/ha
Blé d'hiver	: (0 à) 150 mm	83	25	43
Betterave à sucre	: (0 à) 540 mm	300	90	156
Ray Grass italien	: (0 à) 900 mm	500	150	260

Ils obtiennent :

- sur blé d'hiver : en 1972, une augmentation légère du rendement (jusqu'à 10 %)
  en 1973, une augmentation plus importante (jusqu'à 30 %)
- sur betterave à sucre : la teneur en sucre diminue légèrement, le rendement global est constant en 1972, et augmente (jusqu'à 25 %) en 1973.
- sur ray grass italien : une augmentation importante du rendement en matière sèche, les 3 années (pour la dose la plus forte, il est doublé en 1971, mais les teneurs en protéines et cellulose restent semblables.

Ils en concluent que l'irrigation avec ces eaux usées augmente les 3 productions. Mais les plus fortes doses ne provoquent que de faibles surcroîts de rendement, et entraînent une dégradation de la qualité des récoltes, surtout pour la teneur en sucre des betteraves.

DAY et al (1959, 1960, 1962) ont réalisé pendant deux années (1957-58) la comparaison d'apports d'eaux usées à des irrigations et fertilisations normales. Les eaux usées sont issues du traitement secondaire par boues activées des effluents de Tucson, Arizona. Elles ont été épandues sur des cultures d'orge, blé et avoine. Les traitements étudiés étaient les suivants :

1 - Orge, 1957 : orge fourrage, variété ARIVAT

Traitements :

a) irrigation, pas d'engrais

b) irrigation + 112 N, 84 P_2O_5 (kg/ha : fertilisation classique)

c) irrigation + 224 N, 168 P_2O_5, 112 K_2O (fertilisation identique à celle faite par d)

d) irrigation avec les eaux usées.

2 - Les mêmes traitements ont été reproduits en 1958 sur orge, sur blé (var. RAMONA 50 en 1957 ; ONAS 53 en 1958) et sur avoine en 1957 et 1958 (var. PALESTINE OATS).

Les résultats sont donnés dans le tableau n° 35.

	a		b		c		d	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Orge 57 + 58	100	100	161	107	234	124	212	123
Blé 57	100	100	188	128	229	132	261	134
Blé 58	100	-	253	-	295	-	363	-
Avoine 57 + 58	100	100	193	104	272	115	349	117

TABLEAU N° 35 : RENDEMENTS ET TENEURS EN PROTEINES DE DIFFERENTES CEREALES EN FONCTION DE L'IRRIGATION

1 : rendements en poids (indice 100 pour le témoin a/),
2 : teneurs en protéïnes (indice 100 pour le témoin a/).

D'après DAY et al. (1959, 1960, 1962).

En conclusion : il apparaît que l'orge n'a pas produit autant avec l'eau d'égout qu'avec la fertilisation minérale équivalente. Est-ce l'effet des détergents ? ou de la salinité ?

Les teneurs en protéines augmentent avec la fumure azotée, aussi bien avec les engrais qu'avec l'effluent.

Les digestibilités sont identiques pour les quatre traitements.

DAY et al (1974), pour une expérimentation identique à la précédente, a étudié plus en détail la composition des récoltes pour l'avoine SONORA 64 récoltée en fourrage.

Le témoin est le traitement b de 1959.

a) irrigation + 112 N, 80 P_2O_5, 1 K_2O (kg/ha, engrais)

b) irrigation + 224 N, 168 P_2O_5, 168 K_2O (kg/ha) fertilisation identique à celle de c.

c) eau d'égout.

Les résultats principaux sont résumés dans le tableau 36 : ils indiquent que l'apport d'effluent augmente les teneurs en acides aminés (alanine, glycine, phenylalanine, tyrosine) par rapport aux 2 autres traitements. Les teneurs en leucine, proline, et thréonine sont semblables.

La production est augmentée en quantité et en qualité.

	a	b	c
teneurs en nucléotides (indice)	100	108	104
teneurs en protéines (indice)	100	121	121
quantité Azote exportée (indice)	100	126	141
rendement en Matière sèche	100	104	116

TABLEAU n° 36 : INFLUENCE DE L'IRRIGATION PAR DES EAUX RESIDUAIRES SUR LA COMPOSITION DE L'AVOINE.
(Témoin a = indice 100)

KUTERA et al (1970) ont réalisé une expérimentation de 1962 à 1968 à Wroclaw (Pologne) sur sable limoneux peu fertile sur des cultures : 9 variétés de groseilles, groseilles à maquereau, framboises... Ils ont réalisé la comparaison de l'épandage d'eaux d'égout apportant pour 640 mm, 285 N, 74 P_2O_5, 202 K_2O en kg par hectare à trois doses, 220, 440, 640 mm, avec l'irrigation à l'eau pure à 180 mm et avec un témoin.

Ils constatent une amélioration croissant avec la dose, la dose la plus forte donnant en moyenne pour trois variétés pendant 7 ans un rendement équivalent à 519 pour cent du témoin. L'effet fertilisant est très important.

ROSZYK et al (1974) ont étudié une irrigation pratiquée depuis 1881 avec des eaux usées à Wroclaw (Pologne) sur sols de limons et sables limoneux plus ou moins pourvus en argile. Les cultures sont des prairies à base de ray grass anglais, paturin, fétuque, dactyle et trèfle blanc.

L'irrigation a été faite avec 2 000 mm chaque année de 1881 à 1945 et depuis 1948, les apports annuels sont de 3 500 à 4 000 mm, correspondant environ à 2 000 N, 600 P_2O_5 et 1 600 K_2O (kg/ha).

Les auteurs constatent que les teneurs des végétaux en azote et zinc sont normales ; elles sont élevées en potassium, sodium, fer et cuivre, et un peu faibles en phosphore, calcium, magnésium et manganèse. Ils en concluent qu'une irrigation prolongée plusieurs années avec des doses très élevées d'eaux usées a provoqué un déséquilibre dans la composition chimique des végétaux.

SOPPER (1971) pendant 7 années d'observations (de 1963 à 1970) à l'Université de Pennsylvanie, a mesuré les effets sur différentes végétations arbustives (chênes et pins) de 3 doses d'effluents de 750 à 3 000 mm. L'effluent est obtenu après traitements primaire et secondaire par boues activées et apporte pour 3 000 mm : 750 N, 585 P_2O_5, 670 K_2O en kg par hectare.

Il constate que l'effluent n'augmente pas la croissance du Pinus resinosa. La croissance en hauteur du Picea glauca est accrue par la dose de 50 mm/semaine (1 500 mm/an). La production de la strate herbacée est améliorée dans les vieilles plantations. La réussite et la croissance des semis sont accrues par l'effluent. Par ailleurs, l'épuration par le sol des effluents épandus d'avril à novembre est satisfaisante, pour les 3 doses.

Boues urbaines

CUNNINGHAM et al (1975) cherchent à évaluer les effets de doses très importantes (63, 125, 251 et 502 t/ha en matière sèche) de boues choisies pour leurs teneurs anormalement élevées en zinc, cuivre, chrome ou nickel. Ils utilisent des boues de digesteur anaérobie obtenues dans 4 villes du Wisconsin. La dose la plus faible (63 t/ha) apporte environ l'équivalent de 1 760 N, 5 800 P_2O_5, 1 160 K_2O (kg/ha).

L'expérimentation a été réalisée en conteneurs sous serre sur limon sableux à 2,2 % de matières organiques (13 méq p. 100 g de capacité d'échange en moyenne) avec les cultures suivantes : maïs, riz puis maïs à nouveau.

Ils observent que bien qu'un lessivage ait précédé la 1ère culture, la salinité a été excessive avec les plus fortes doses. Les rendements augmentent avec la dose de boue jusqu'à 125 tonnes/ha. Ils sont inférieurs avec la dose maximum pour toutes les récoltes, sauf pour la boue à pH élevé. Les teneurs phytotoxiques en cuivre sont fréquentes.

Ils en concluent que le rendement augmente jusqu'à 125 t/ha de boues ; le résultat est semblable à 250 t/ha ; la chute est due à des teneurs excessives en métaux avec 500 t/ha. Enfin, la salinité est excessive à la remise en culture avec la dose maximum.

CZYZYK (1974 a) a conduit une expérimentation de 1966 à 1972 (en Pologne) sur sable plus ou moins limoneux en comparant 3 doses de boues : 20, 40 et 60 t/ha avec des apports de fumier (40 t/ha) ou des engrais minéraux. 60 tonnes/ha de boues apportaient 660 N, 175 P_2O_5 et 120 K_2O en kg par hectare.

Il constate que les doses de 40 et 60 tonnes de boues donnent de meilleurs résultats que le fumier, et de moins bons qu'une fumure minérale adaptée sur betteraves rouges (1966). Sur pommes de terre primeurs en 1968, les résultats ont été semblables à ceux obtenus sur la betterave, mais la dose 20 t de boues donne des rendements très inférieurs à ceux du fumier.

Sur maïs dérobé en 1968, la dose de 60 t de boues et le fumier donnent les meilleurs résultats.

Sur chou blanc de Brunswick en 1969, les boues donnent presque toujours des résultats inférieurs au fumier et à l'engrais.

Enfin, sur carotte en 1970, les résultats sont voisins et en général les doses 40 et 60 t de boues sont les plus efficaces des traitements.

Il apparaît, en conclusion, qu'une irrigation complémentaire à l'eau pure est efficace pour la betterave, la pomme de terre, la carotte et parfois le chou. L'utilisation continue de boues paraît possible. Les doses les plus efficaces sont celles de 40 et 60 tonnes/ha.

Le même auteur (CZYZYK, 1974 b) a comparé pendant cinq années sur sol sableux léger, sur prairie, trois doses de boues (20, 40 et 60 tonnes/ha) à trois doses d'engrais (a = 50 N - 36 P_2O_5 - 60 K_2O en kg par hectare ; b = 100 N - 36 P_2O_5, 60 K_2O ; c = 150 N - 36 P_2O_5 - 60 K_2O) tous les traitements recevant ou non une irrigation. A noter que 60 tonnes/ha de boues apportent 510 N, 170 P_2O_5 et 115 K_2O en kg par hectare.

En moyenne, sur cinq ans, le rendement croît avec les doses de boues avec ou sans irrigation complémentaire.

. Il est supérieur avec une irrigation complémentaire

. Il est inférieur avec les boues à celui obtenu avec irrigation et fertilisation minérale.

Ces résultats ont été résumés dans le tableau n° 37.

Traitement	Témoin	Boues			Engrais		
		20 t	40 t	60 t	50 N	100 N	150 N
Sans irrigation	100	124	140	158			
Avec irrigation	153	178	191	221	199	219	248

TABLEAU N° 37 : INDICES DE RENDEMENT MOYEN EN FOIN DE BOUES COMPAREES A LA FERTILISATION MINERALE

(d'après CZYZYK, 1974b).

EDGERTON et al (1975) ont réalisé une année d'expérimentation en lysimètres (1972) pour revégétaliser des déblais de mines après apports d'eaux usées et de boues digérées de station d'épuration. Ils ont utilisé 2 doses :

1 - 420 mm d'effluent + 180 mm de boues apportant 970 N, 520 P_2O_5 et 410 K_2O

2 - 840 mm d'effluent + 360 mm de boues apportant 1 940 N, 1 040 P_2O_5 et 820 K_2O.

Ils observent sur différentes espèces que l'apport d'eaux usées et de boues améliore le matériau étudié et facilite beaucoup la revégétalisation. Les graminées sont plus productives que les légumineuses. L'Eragrostis et les 2 Panicum sont les plus efficaces. Pour les légumineuses, ce sont le Robinia, les Trèfles, la Luzerne et le Lespedeza.

Le tableau n° 38 résume les productions obtenues pour différentes espèces.

		Dose 1	Dose 2
graminées :	Eragrostis curvula	69	124
	Panicum virgatum	30	53
	Panicum clandestinum	25	52
	Phalaris arundinacea	7	36
	Agrostis alba	3	21
	Alopecurus arundinaceus	0	14
	Phleum pratense	1	12
	Bromus inermis	0,6	10
légumineuses :			
	Trifolium repens ladino	2,4	34
	Medicago sativa	4,5	34
	Lespedeza sericea	5,6	32
	Trifolium pratense	5,8	30
	Robina fertilis	13	27
	Melilotus alba	0	16
	Coronilla varia	0,6	10
	Lathyrus sylvestris	1,4	9

TABLEAU N° 38 : PRODUCTIONS DE MATIERE SECHE OBTENUES (EN QUINTAUX PAR HECTARE) EN REVEGETALISATION DE DEBLAIS MINIER

(d'après EDGERTON et al., 1975)

KING et al (1972 a) ont conduit 2 années (1969 - 1970) d'expérimentation à Athens (Georgia) sur un limon argilo-sableux recevant des boues de décantation primaire, ayant séjourné plus de 30 jours en digesteur anaérobie. Ils ont comparé 4 doses de boues (44, 88, 100 et 200 mm) et une fertilisation par engrais.

100 mm de boues apportaient : 1 900 N, 1 025 P_2O_5 et 165 K_2O alors que la fertilisation par engrais apportait : 224 N 37 P_2O_5 et 93 K_2O en 1969 et 358 N, 112 P_2O_5 et 224 K_2O en 1970.

L'essai était réalisé sur une prairie de Cynodon dactylon (graminée).

Ils observent en 1969, une production supérieure avec l'épandage de boues. Les trois doses les plus fortes sont semblables. En 1970, les trois doses supérieures de boues et la fertilisation minérale augmentée sont semblables.

Ils constatent que cette graminée est bien adaptée à l'épandage qui correspond à une fertilisation intense. La digestibilité varie peu. Les seuls inconvénients sont les fortes teneurs en zinc du végétal, obtenus après 2 ans des plus fortes doses.

Les mêmes auteurs (KING et al, 1972 b) ont poursuivi l'expérimentation sur le même sol aux mêmes doses de boues apportées sur du riz dont le traitement engrais correspond à 140 N, 25 P_2O_5, 47 K_2O en 1971.

Ils obtiennent les résultats suivants :

- en 1969 : les productions des doses 88 et 100 mm du traitement "engrais" sont comparables. Les deux doses extrêmes ont des résultats inférieurs.

- en 1970 : le même résultat est obtenu sans chaulage. Après un chaulage, la dose 44 mm devient comparable aux doses moyennes et à l'engrais.

En conclusion, les résultats sont satisfaisants avec 88 et 100 mm de boues. Une chute du rendement survient, surtout la 2ème année, avec 200 mm. Cette chute est attribuée à un excès de zinc et peut être de cuivre.

LUTRICK (1974) a conduit les trois expérimentations suivantes :

- une expérimentation en serre avec des pots de culture - en 1973, comprenant 3 doses de boues : 100, 200 et 300 mm. Ces boues liquides digérées apportaient l'équivalent de : 1 400 N, 27 P_2O_5 et 40 K_2O (kg/ha), ceci sur une culture de sorgho. Il obtient les résultats suivants :

	0	100 mm	200 mm	300 mm
(indice) matière sèche	100	333	475	913
(indice) prélèvements d'azote	100	475	775	1 300

Par ailleurs, la teneur en potassium du sorgho est divisée par trois lorsqu'on apporte des boues, quelle que soit la dose.

- une expérimentation analogue en serre en 1973 avec une dose de boue de 160 mm sur plusieurs cultures.

Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau n° 39.

Par ailleurs, sauf pour l'arachide, la teneur en potassium des cultures, est diminuée par l'apport des boues.

DOSE / Culture	0	160 mm
Maïs	100	588
Sorgho	100	559
Avoine	100	595
Paspalum notatum	100	350
Arachide	100	288
Soja	100	400

TABLEAU N° 39 : INDICE DE RENDEMENT DE DIFFERENTES CULTURES AYANT RECU DES BOUES

(d'après LUTRICK, 1974)

- une expérience en champs en 1973 sur sol de limon sableux avec une dose de boue de 120 mm apportée sur une culture de maïs.

La production de grain représente 124 % du témoin n'ayant pas reçu de boues. Les teneurs en protéines du grain ou du feuillage sont comparables pour les 2 traitements.

Les teneurs en manganèse et zinc augmentent dans la plante, sans devenir toxiques.

L'auteur en conclue que l'on peut, jusqu'à une certaine dose, apporter sans inconvénient des boues digérées liquides sur des terrains agricoles. Il semble que le risque d'accumulation de métaux (Mn, Zn, ...) implique une limitation à ces apports.

STEWART et al (1975) ont réalisé une expérimentation d'un an en 1972 à Elora (Ontario) sur un sol de limon (14 % d'argile, 6 % de matières organiques, avec un drainage poterie). Une culture de maïs recevait 3 doses de boues de 12,5, 25 et 50 mm (boue digérée en anaérobiose) dont 50 mm apportaient 1 600 kg d'azote/ha.

Les résultats sont résumés dans le tableau n° 40. Ils montrent que le rendement n'augmente plus avec les apports supérieurs à 12,5mm. La teneur en azote total augmente légèrement avec la dose, mais la teneur en azote nitrique du fourrage est multipliée par 4 à 5 par les apports de boues.

3 à 12 % de l'azote des boues est exporté par la récolte. Après celle-ci on ne retrouve dans le sol (entre 0 et 90 cm) et les résidus végétaux que 6 à 10 % de l'azote des boues.

	0	12,5 mm	25 mm	50 mm
(indice) rendement	100	123	125	125
(indice) teneur en azote	100	109	109	116
(indice) teneur en NO_3 dans la tige	100	416	486	571

TABLEAU N° 40 : INFLUENCE DE LA DOSE DE BOUES EPANDUES SUR LE RENDEMENT DU MAIS.
(d'après STEWART et al., 1975)

VLAMIS et al (1971) ont réalisé des expériences en pots de culture à Berkeley (Californie) avec 2 sols limono-argileux, très pauvres en azote, phosphore et soufre recevant 4 doses de boues : 25, 50, 100 et 200 t/ha.

Sur deux cultures de tomates, de six semaines chacune, ils ont obtenu une réponse positive du rendement aux doses croissantes de boues. La deuxième culture, révèle que le phosphore et le soufre sont fournis progressivement par les boues, au rythme de la décomposition des matières organiques.

Sur trois cultures d'orge successives, ils obtiennent des résultats semblables. Ils en concluent que dans des sols peu fertiles, ces boues peuvent être épandues à des doses allant jusqu'à 200 t/ha. On n'a observé aucune toxicité.

4.3. Fertilisation des végétaux aquatiques avec des eaux usées

4.3.1. Généralités

Cette technique originale peut être intéressante dans certaines situations géographiques. On lira les synthèses de BOYD (1970) et CULLEY et EPPS (1973).

Dans les régions bien tempérées, avec des haies de protection contre le vent, la végétation continue en automne et en hiver même après quelques gelées.

Les végétaux du type Lemna prélèveraient de l'azote organique directement. Quand la culture est faite en bassin circonscrit, la dénitrification est probablement importante car la couverture végétale très dense en surface met la lagune en anaérobiose.

Cette anaérobiose empêcherait par ailleurs le développement des moustiques (CULLEY), BOYD est moins optimiste.

Mais l'anaérobiose provoque les inconvénients suivants :

- développement éventuel d'algues bleues vertes toxiques qui ne doivent pas être ingérées par les animaux. Epandre alors la végétation comme un engrais vert.

- l'eau a une très forte DBO, il faudrait la laguner avant de la rejeter.

Le fond des bassins de culture s'enrichirait en phosphore ; on pourrait périodiquement les assécher et les cultiver.

4.3.2. Résultats obtenus

CULLEY et EPPS (1973) ont réalisé une enquête sur 11 sites de production végétale aquatique avec des rejets d'eaux usées urbaines traitées (en Louisiane et Arkansas). La comparaison de ces productions végétales avec celles de sites alimentés uniquement en eau pure montre que la valeur nutritive (teneur en protéines) augmente lorsque les eaux sont enrichies en éléments nutritifs (eaux usées par exemple). Des estimations (probablement faibles) de productivité sont proposées : Lemna : 56 t/ha/mois (matière fraîche de 92 à 97 % d'eau) ; Spirodela : 16 t/ha/mois.

SUTTON et ORNES (1975) avec des cultures en pots, ont comparé l'effet de concentrations croissantes d'eau usée dans de l'eau de marais sur la productivité de plantes aquatiques. Ils ont aussi mesuré l'épuration en phosphore avec, comme végétation, Lemna gibba et Lemna minor.

Ils constatent que :

- la production de matière sèche augmente avec la concentration en eau usée jusqu'à ce que celle-ci soit de 25 % (rendement accru de 31 %).

Des concentrations supérieures n'accroissent plus la production.

- la teneur en protéines totales des Lemna est triplée dans les mélanges à 50 et 100 % d'effluents.

- l'effluent est épuré à 97 % pour le phosphore.

VALIELIA et al, (1975) ont réalisé 4 années d'expérimentation (1970 à 1973) dans un marais maritime (sans doute du Massachussets ?) avec 2 doses d'un engrais fabriqué à partir de boues d'épuration secondaire de Chicago. Cet engrais se compose de 10 % N - 6 % P_2O_5 - 4 % K_2O.

Il a été épandu à marée basse,

soit - 25,2 g/m2/semaine pendant 7 mois d'été
ou 8,4 g/m2/semaine " " " "

soit - 710 N - 420 P_2O_5 - 280 K_2O kg/ha/an
ou 235 N - 140 P_2O_5 - 95 K_2O kg/ha/an

Ils observent un accroissement de la productivité du marais qui est attribué surtout à l'apport d'azote, et ceci malgré les apports simultanés de métaux lourds et d'hydrocarbures chlorés. Il y a par ailleurs modification de la répartition de la biomasse entre les espèces principales.

La production des parcelles les plus fertilisées est extrêmement élevée. L'apport de l'engrais permet de transformer une végétation basse de marécage, (forme naine de Spartina) en une prairie se rapprochant des formes hautes. Cette distinction morphologique (haute, basse) serait une réponse à l'azote plus ou moins disponible.

4.4. Conclusions

En se limitant à l'utilisation agricole, on constate que de nombreux essais avec des eaux usées urbaines ou des boues de traitement ont été réalisés. Il n'y a jamais eu d'échec de la culture et les auteurs mettent en général en évidence un effet de fertilisation ou d'irrigation, souvent les deux à la fois. L'efficacité des eaux usées pour la fertilisation, par rapport à celle des engrais classiques, est variable. Selon les situations, elle est supérieure ou inférieure. La qualité de la production est au moins égale à celle de la culture de référence, souvent la teneur en protéines est améliorée.

On peut donc attribuer aux effluents et aux boues une bonne valeur fertilisante.

Les doses d'apports seront, du point de vue des éléments fertilisants, calculés d'après les quantités d'azote fournies. Ceci afin d'éviter aussi bien les entraînements en sous-sol que les accidents de végétation qui seraient dus à un excès d'azote minéral.

Mais, il faut rappeler que ces effluents et surtout ces boues contiennent des teneurs importantes en métaux. L'influence néfaste de ces derniers limitera souvent en fait, l'utilisation qu'on pourra raisonnablement en faire (voir paragraphe 5.2., page 123, Contraintes dues aux micro-éléments).

5 - CONTRAINTES DUES A L'APPORT DE MINERAUX

Bien qu'habituellement, les eaux résiduaires urbaines soient peu chargées en éléments minéraux, les données du chapitre II (caractéristiques des eaux résiduaires) indiquent cependant que l'on peut atteindre des conductivités de l'ordre de 1 500 µmhos/cm et des concentrations en sels de 1 000 mg/l.

Ces éléments minéraux peuvent avoir des effets sur la qualité de la nappe, sur le sol lui-même et sur les plantes. Les possibilités d'entraînement vers les nappes ont été discutées au chapitre III.1 (efficacité épuratrice). Seuls nous intéressent ici les effets des sels solubles sur les sols et les plantes.

Deux cas seront distingués :

- les macroéléments,

- les microéléments (métaux lourds).

5.1. Contraintes dues aux macroéléments

Il est bien connu, de par l'exemple agricole, que l'accumulation de sels solubles dans le sol (salinisation) et de sodium et magnésium échangeables sur le complexe absorbant des sols (sodisation en ce qui concerne le sodium) peut conduire à deux conséquences néfastes :

- Création d'un niveau de salinité ou de sodicité tels, que la plupart des plantes cultivées voient leurs rendements décroître considérablement, ce qui conduit à stériliser le sol du point de vue de la production végétale ;

- Dégradation des propriétés physiques et chimiques des sols se traduisant par :

  . une détérioration de l'état structural,

  . une baisse de la perméabilité,

  . une diminution de la porosité,

  . une transformation de l'état physico-chimique et en particulier par une augmentation du pH qui peut devenir fortement alcalin, ce qui accentue le gonflement et la déflоculation des minéraux argileux.

5.1.1. Risque de salinisation - Conséquences pour les plantes

La présence de sels dissous dans la solution du sol augmente la pression osmotique de celle-ci et constitue donc une sorte de barrière supplémentaire à l'entrée de l'eau dans la plante. La plante réagit en augmentant sa propre pression osmotique, ce qui se traduit d'abord par une diminution de rendement puis des accidents. Dans la majorité des sols agricoles, la pression osmotique est faible, de l'ordre de 0,2 bar et les effets néfastes sur la végétation se font sentir, pour de nombreuses espèces, à partir de 2 atmosphères (GOUNY, 1966).

En pratique, on n'apprécie pas la pression osmotique mais la conductivité électrique de la solution à laquelle elle est reliée par :

$$P\,O = k\ C\,E$$

où P O est la pression osmotique en atmosphères, C E la conductivité électrique en millimhos/cm et k un coefficient qui dépend de la nature du sel et qui est, à concentrations équivalentaires égales, plus élevé pour les chlorures que pour les sulfates et plus élevé avec les alcalins qu'avec les alcalino-terreux comme l'indiquent les valeurs suivantes :

pour	Na Cl	k = 0,35
	$Na_2\ SO_4$	k = 0,30
	$Mg\ SO_4$	k = 0,28.

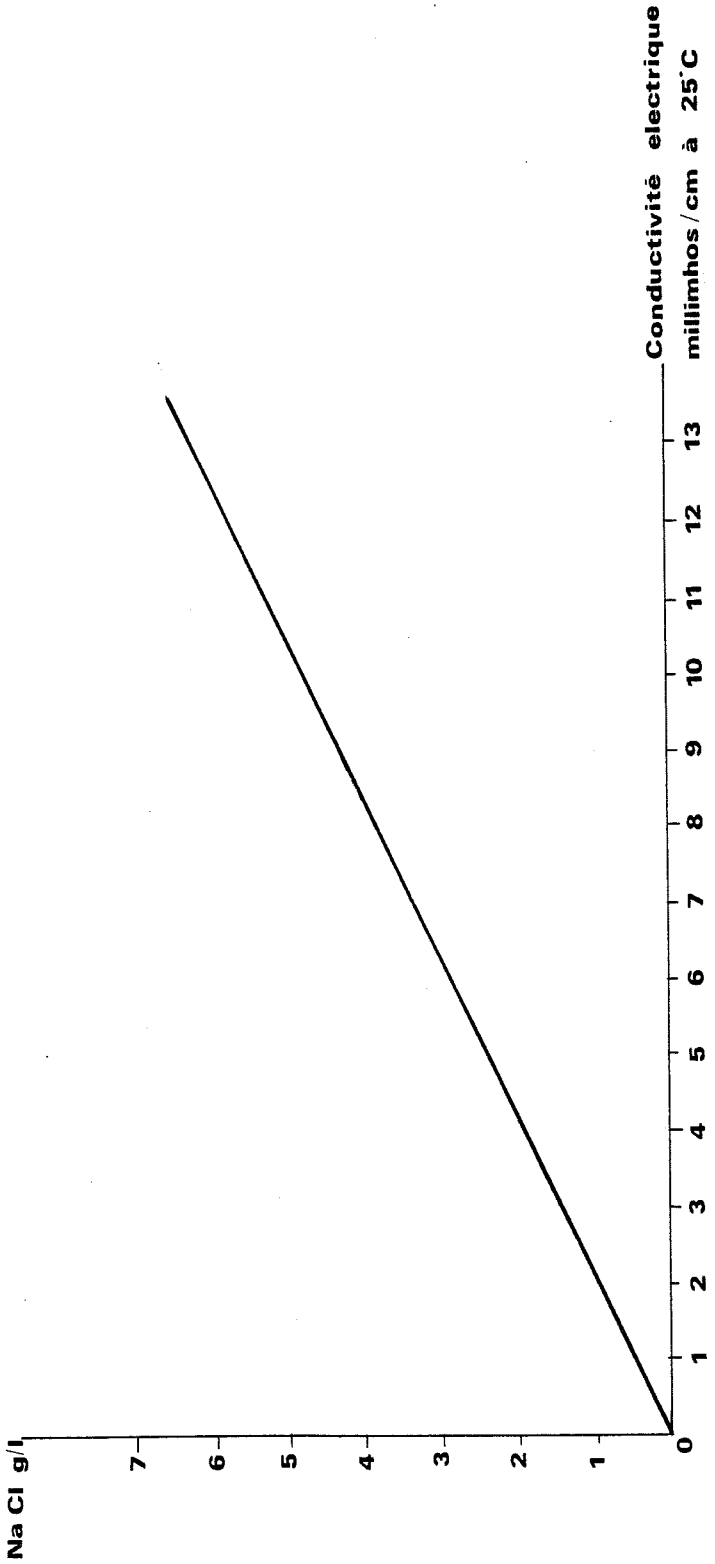
Bien entendu, pour une même quantité de sels solubles, la concentration en sels de la solution du sol varie avec le volume d'eau présent dans ce sol, lequel dépend d'une part de la capacité de rétention en eau, spécifique du sol et d'autre part, de son humidité au moment considéré.

Il est couramment admis que les risques sont les suivants en fonction de la conductivité électrique de la solution exprimée en millimhos/cm à 25°C.

Risques	C E à 25°C en millimhos/cm
Risque faible	< 0,25
Risque moyen	0,25 à 0,75
Risque élevé	0,75 à 2,25
Risque très élevé	2,25 à 5
Eau impropre à l'irrigation	> 5

Il est possible de relier la conductivité électrique et la charge en sels exprimée en g/l de Na Cl. Le graphique suivant illustre cette correspondance (Figure n° 4).

Figure 4 : CORRESPONDANCE : CONDUCTIVITE ELECTRIQUE — g/l de NaCl



D'autre part, entre les ions minéraux en solution (Cl^-, SO_4^{--}, HCO_3^{--}, K^+, Na^+, Ca^{++}, Mg^{++}) exprimés en me/l et la conductivité électrique existe la relation moyenne suivante : 12 CE = somme des anions = somme des cations.

Enfin, parmi les sels solubles, le carbonate et le bicarbonate de sodium, qui sont des sels alcalins, sont considérés comme particulièrement agressifs et un paramètre (R.S.C. = Residual Sodium Carbonate) a été défini, qui peut être exprimé par l'équation suivante :

$$R.S.C. = (CO_3^{--} + HCO_3^-) - (Ca^{++} + Mg^{++})$$

les ions étant exprimés en me/l.

Risques	Valeur de R.S.C. en me/l
Risque faible	0 à 0,75
Risque moyen	0,75 à 1,25
Risque élevé	1,25 à 2,50
Risque très élevé	> 2,50

- Tolérance des plantes à la salure

L'US Salinity Laboratory de RIVERSIDE a étalonné le comportement des plantes à la salure sur un test de sol reproductible, la conductivité de l'extrait de pâte saturée à 25°C, cette mesure intégrant les deux facteurs, quantité de sels solubles et capacité de rétention en eau (RICHARDS, 1969).

La gamme de tolérance des plantes se situe entre 2 et 16 mmhos dans l'extrait saturé, mais les rendements sont considérablement diminués bien avant la limite admissible, elle-même variable avec le bagage génétique de la plante.

A Riverside, une échelle de résistance à la salure a été établie à partir des valeurs de la conductivité de l'extrait de pâte saturée ES pour lesquelles des chutes de rendement de 10, 15 ou 50 % ont été observées par rapport à des témoins.

Cette échelle est indiquée ci-après. Dans une même classe de résistance, les différentes plantes d'une même catégorie de culture (légumes ou fourrages ou fruitiers) sont énumérées dans l'ordre de résistance décroissante entre les limites de conductivité de l'ES indiquées sur la même ligne (Tableau 41).

Ce classement relevant d'observations provenant d'autres pays que le nôtre, serait à revoir pour nos cultures et nos climats.

TABLEAU N° 41 : RESISTANCE DES PLANTES A LA SALURE

	Conductivité ES 25 ° en mmhos/cm pour déficit de rendement	
	de 10-15 % (1)	de 50 % (2)
Plantes résistantes :		
- orge, betterave à sucre, colza, coton	12-8	16-10
- betterave, chou, asperge, épinard	8-5	12-10
- bermuda grass, chiendent		18-12
Plantes moyennement résistantes:		
- seigle, blé, avoine, riz, sorgho, soja, (maïs), lin, tournesol	8-4	10-6
- ray grass anglais, brome, trèfle fraise, fétuque, lotier, vesce	6-3	12-4
- tomate, chou, chou-fleur, laitue, pomme de terre, (carotte), oignon, pois, melon, concombre	5-3	10-4
- figuier, olivier, vigne	6-3	
Plantes sensibles:		
- radis, céleri, (haricot), lin	3-2	4-3
- dactyle, trèfle rouge, trèfle ladino		4-2
- pommier, poirier, fruits à noyaux, framboisier, cassissier, fraisier	3-1,5	

Les plantes entre parenthèses sont, pour certains auteurs, plus sensibles qu'elles ne l'apparaissent ici.

(1) cité par GOUNY, 1966 et DURAND, 1973.

(2) RICHARDS, 1969.

Rappelons, en outre, que les plantes jeunes sont plus sensibles aux sels que les plantes âgées, que la germination et le stade plantule sont les phases les plus délicates (GOUNY, 1966). Ainsi la betterave qui tolère bien une eau de 10 mmhos/cm, n'admet que le tiers de cette concentration à la levée (BERNSTEIN, 1966).

- La toxicité spécifique de certains ions

En plus d'une pression osmotique plus élevée, certains ions exercent des actions toxiques spécifiques liées à leur accumulation dans le végétal.

. le chlore

La vitesse de pénétration du chlore dans la plante est le double de celle du sulfate et sa mobilité dans la plante est très grande (GOUNY, 1973). Certaines plantes peuvent en accumuler 5 % dans la matière sèche sans apparition de symptômes. Mais chez les fruits à noyau, des signes de toxicité apparaissent dès que le taux de chlore atteint 0,5 à 1 % Cl et celui de Na 0,2 à 0,5 % ou lorsque la concentration en Na Cl du milieu nutritif atteint 10 meq/l. Des nécroses marginales apparaissent, s'intensifient et les feuilles tombent pour 20 meq/l. Les quantités absorbées sont sensiblement proportionnelles à la concentration dans le milieu (GOUNY, 1966).

. La résistance des plantes au sodium est indépendante de leur sensibilité à l'égard de la dégradation de la structure du sol par ce même cation. La plupart des plantes de grande culture sont atteintes par la dégradation de la structure du sol bien avant de l'être par l'effet direct du Na. En revanche, les fruits à pépins et à noyaux, les groseilliers, les fraisiers sont très sensibles : le seuil de toxicité dans la plante peut correspondre à des taux de Na échangeable dans le sol de 2 à 10 %, parfois bien inférieur au seuil des 5 % de la CEC (caractéristique du début de dégradation de la structure) (GOUNY, 1966).

La technique d'irrigation par aspersion augmente ces risques de salure et de toxicité. En effet, elle permet, avec des eaux chargées, l'accumulation de résidus salins sur les feuilles, donc l'augmentation de la pression osmotique. D'autre part, l'absorption foliaire facilite l'accumulation, dans la plante, d'éléments éventuellement toxiques.

Ainsi, des effets toxiques de même gravité apparaissent sous aspersion pour des concentrations en Na 5 à 10 fois plus faibles que dans la solution du sol (GOUNY et BRACHET, 1967). L'absorption et par conséquent les risques sont moindres de nuit que de jour.

. Les éléments traces

Les éléments - traces sont surtout concentrés dans les boues de stations d'épuration. Dans les effluents liquides, il semble que seul le bore puisse éventuellement poser un problème (CHANEY, 1973).

L'échelle de tolérance au bore serait la suivante (EATON cité par DURAND, 1973) :

Plantes tolérantes

- betterave à sucre et fourragère,
- luzerne,
- chou, carotte, laitue, asperge, oignon,

Plantes semi-tolérantes

- orge, blé, avoine, maïs,
- pomme de terre, tomate, radis,
- olivier.

Plantes sensibles

- artichaut, haricot,
- noyer, prunier, abricotier, cerisier, pommier, poirier, vigne.

Cette échelle est ancienne et ne correspond pas aux variétés françaises. Il faut en retenir toutefois la grande sensibilité des fruitiers.

En définitive, les observations du comportement des différentes cultures ont conduit l'Ecole de Riverside à proposer, pour les eaux d'irrigation, l'échelle de qualité suivante, chaque classe correspondant à un degré de risque défini (RICHARDS, 1969) (tableau n° 42).

Qualité de l'eau	Risque de salure	Conductivité de l'eau (mmhos/cm)	Sels solubles correspondants estimés en NaCl mg/l
I excellente	très faible	0,25	160
II faible salinité	moyen	0,25-0,75	160 - 500
III forte salinité	élevé	0,75-2,25	500 - 1 500
IV très forte salinité	très élevé	2,25 - 5	1 500 - 3 600

TABLEAU n° 42 : ECHELLE DE QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION (d'après RICHARDS - 1969)

- les eaux de la classe I peuvent être utilisées en toutes conditions ;

- les eaux de classe II, de faible salinité, sont utilisables pour les plantes modérément tolérantes aux sels et sans pratique spéciale d'irrigation, pourvu qu'un léger lessivage hivernal puisse intervenir ;

- les eaux de la classe III, de forte salinité, sont inutilisables dans les sols à drainage restreint et nécessitent en cas de bon drainage, des plantes résistantes aux sels et des doses en excès par rapport au déficit climatique ;

- les eaux de classe IV, de très forte salinité, sont inutilisables pour l'irrigation sauf cas exceptionnel de sol très perméable et de plante très résistante (le palmier-dattier par exemple supporte jusqu'à 15 mmhos/cm). Les doses de lessivage sont élevées.

Aux USA où les premières mesures de qualité de l'eau ont été établies, il n'est pas rare d'utiliser des eaux contenant entre 5 et 10 g de sels/litre sans provoquer d'accumulation de sels ; les sols retenus sont très perméables, les cultures sont choisies très résistantes au sel et les eaux sont apportées abondamment mais en dehors de la période de germination et de démarrage de la végétation (BERNSTEIN, 1966).

En Tunisie, les céréales de variétés locales ne sont pas sensibles à la salinité de l'eau jusqu'à 4,5 g/l, la luzerne jusqu'à 2 g et parfois 5 g ; par contre, le maïs, le soja ne tolèrent pas 1 g/l (EL AMANI, 1976).

En Algérie, de très bons rendements ont été obtenus sur agrumes et cultures maraîchères avec des eaux d'irrigation réputées inutilisables selon l'échelle de Riverside (DURAND, 1973) : les normes américaines seraient trop sévères et ne tiendraient pas assez compte du type de sol. DURAND propose une échelle d'utilisabilité de l'eau, exprimée en conductivité électrique, pour chacune des trois grandes classes de tolérance des plantes aux sels en fonction de la classe texturale du sol (perméable obligatoirement en toutes conditions) : ainsi, si les plantes sensibles ne tolèrent que 0,4 mmhos sur argile, les fourrages admettraient jusqu'à 12 mmhos sur sables !.

En Hollande, où l'on se sert des eaux chlorurées du Rhin pour arroser les cultures sous serre, on a montré qu'il suffisait de 800 mg de sels totaux/litre (soit 200 mg de Cl) sur sol sableux et 900 mg sur sols argileux pour réduire les rendements des tomates de 5 % et celui des concombres de 20 % (BIERHUIZEN, 1969).

5.1.2. Risques de sodisation - Effets sur les sols

Le risque de défloculation des argiles et d'imperméabilisation des sols est d'autant plus élevé que la proportion de Na par rapport aux alcalino-terreux est plus élevée. Et, à proportion égale, l'équilibre est d'autant plus vite atteint, avec une même quantité d'eau, que la concentration en cations totaux est plus forte.

Aussi l'interprétation des risques de sodisation tient-elle compte de deux caractéristiques de l'eau (Tableau n° 43) :

- son SAR * $\left(Na \,/\, \sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}\right)$
- et sa conductivité électrique (Ecole de Riverside, cité par DURAND, 1973) :

* SAR : Sodium Adsorption Ratio (rapport d'adsorption du sodium)

TABLEAU n° 43 : SAR, CONDUCTIVITE ET DANGER DE SODISATION

Danger de sodisation	SAR avec une conductivité de :			
	0,25	0,25-0,75	0,75-2,25	2,25
I faible	8,2	6,1	4,0	2,2
II moyen	8,2-15,4	6,1-12,2	4,0-9,0	2,2-6,2
III élevé	15,4-22,6	12,2-18,3	9,0-14,0	6,2-10,5
IV très élevé	22,6 - 30	18,3	14,0	10,5

Dans la première classe (DURAND, 1973), les eaux sont utilisables pour tous les sols ; seules certaines cultures sensibles au sodium peuvent être gênées (avocatier).

Dans la seconde, le danger d'alcalinisation du sol est appréciable dans les sols à texture fine et à forte capacité d'échange (sauf en cas de présence de gypse). Cette eau est utilisable dans les sols grossiers ou organiques ayant une bonne perméabilité.

La troisième catégorie est dangereuse et son emploi exige la mise en oeuvre d'un aménagement spécial : bon drainage et lessivage intense.

La quatrième classe correspond à des eaux très alcalinisantes, utilisables seulement si leur salinité est faible (classe I ou à la rigueur II de la classification salure) et si le sol contient du calcaire facilement soluble. En son absence ou si le calcaire est dur, peu solubilisable, il faut apporter du gypse.

Les rendements élevés signalés plus haut sur agrumes et maraîchages, en Algérie, correspondent effectivement à des sols calcaires (DURAND, 1973).

Il est d'ailleurs possible de combiner les valeurs du SAR et de la conductivité électrique en un diagramme qui fait apparaître 16 classes de salinité et sodicité (RICHARDS,1969 ; SERVANT, 1976) (Figure 5).

Cette classification ne tient pas compte de la sensibilité particulière au Na et Cl de certaines plantes pour lesquelles il convient d'abaisser les seuils indiqués.

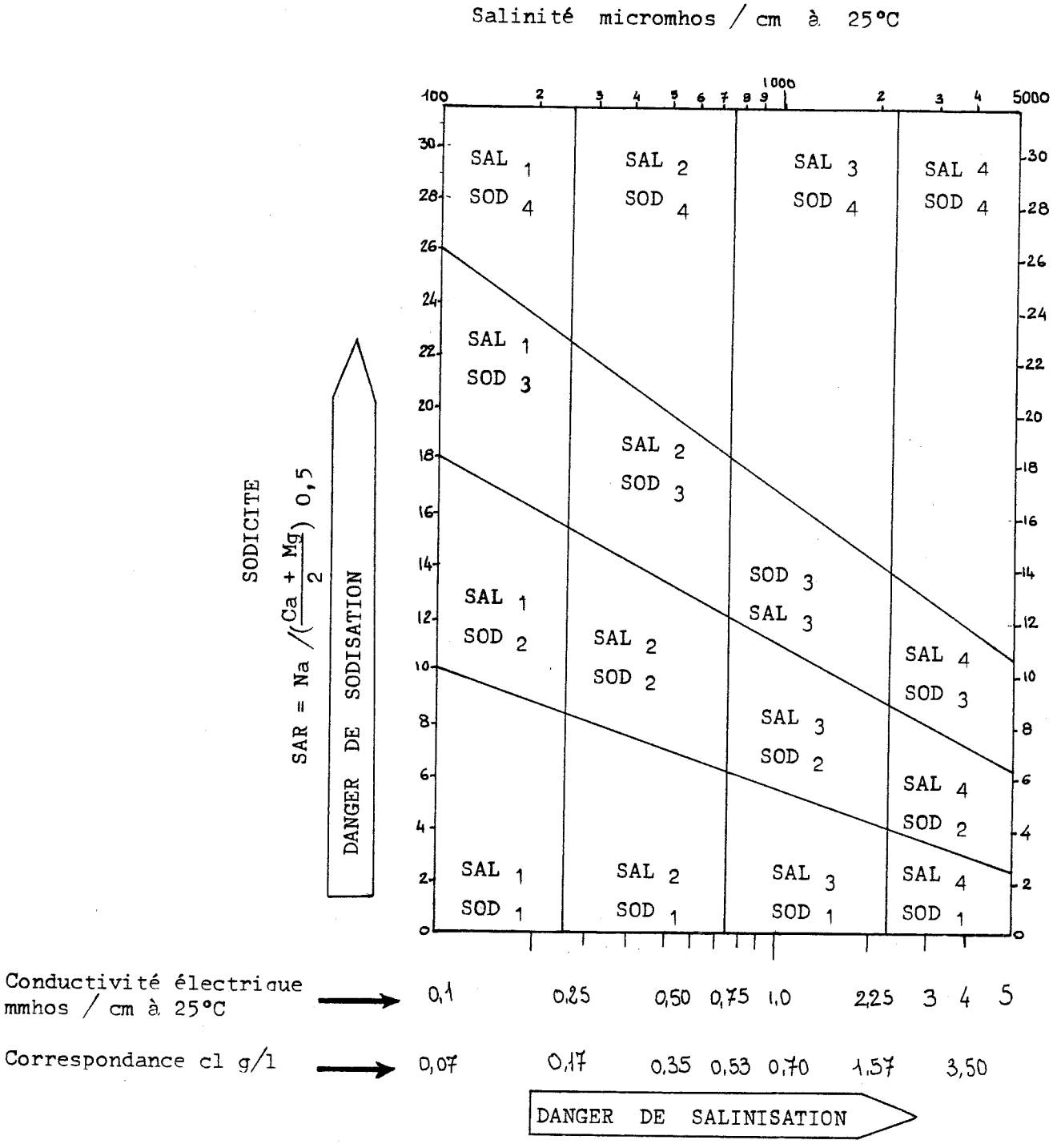


Figure 5 : CLASSIFICATION DES EAUX D'IRRIGATION D'APRES U.S. SALINITY LAB. 1969

fig. 5

INTERPRETATION DE LA QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION

A - Analyse des classes de salinité et de sodicité

1 - Salinité

SAL 1 : risque faible
SAL 2 : risque moyen
SAL 3 : risque élevé
SAL 4 : risque très élevé

2 - Sodicité

SOD 1 : risque faible
SOD 2 : risque moyen
SOD 3 : risque élevé
SOD 4 : risque très élevé

B - Interprétation des classes de couples : salinité - sodicité

SAL_1 - SOD_1 : Bonne qualité pour l'irrigation. Précautions avec les plantes sensibles.

SAL_1 - SOD_2 : Qualité moyenne à bonne. A utiliser avec précaution dans les sols lourds mal drainés et pour les plantes sensibles (arbres fruitiers).
SAL_2 - SOD_1

SAL_2 - SOD_2 : Qualité moyenne à médiocre. A utiliser avec précaution. Nécessité de drainage avec doses de lessivage et/ou apports de gypse.
SAL_1 - SOD_3
SAL_3 - SOD_1

SAL_1 - SOD_4 : Qualité médiocre à mauvaise. Exclure les plantes sensibles et les sols lourds. Utilisable avec beaucoup de précautions dans les sols légers et bien drainés avec doses de lessivage et/ou apports de gypse.
SAL_2 - SOD_3
SAL_3 - SOD_2
SAL_4 - SOD_1

SAL_2 - SOD_4 : Qualité mauvaise. A n'utiliser, avec beaucoup de précaution, que dans les sols légers et bien drainés et pour des plantes résistantes.
SOD_2 - SAL_4
SAL_3 - SOD_3 Risques élevés. Lessivage et apports de gypse indispensables.
SAL_3 - SOD_4 : Qualité très mauvaise : A n'utiliser que dans des circonstances exceptionnelles.
SAL_4 - SOD_3

SAL_4 - SOD_4 : Déconseillée pour l'irrigation.

5.1.3. Contrôle de l'évolution du sol au cours des périodes d'épandage

- Contrôle du profil salin

Le profil salin est la séquence verticale d'informations concernant la salinité dans le profil pédologique. Il décrit la distribution quantitative et qualitative des sels dans le profil du sol.

. Etude par prélèvements destructifs

Les échantillons de sol sont séchés et broyés au laboratoire. Chaque échantillon (environ 400 g) est alors saturé par l'eau, laissé au repos quelques heures, puis soumis à une extraction sous vide. La solution ainsi recueillie est appelée extrait de pâte saturée (EPS).

Un sol est considéré comme non salé si la conductivité de l'EPS est inférieure à 4 mmhos/cm. Au-delà de 16 millimhos/cm, le sol est excessivement salé et la plupart des plantes cultivées sont très fortement affectées.

L'étude d'une série verticale d'échantillons permet de déterminer le profil salin.

4 types principaux de profils salins peuvent être mis en évidence.

1. type A : gradient de salinité dirigé vers le haut, accumulation de sels en surface où se situe le maximum,

2. type B : maximum de salinité situé à moyenne profondeur sous la surface,

3. type D : gradient de salinité dirigé vers le bas. Le maximum de salinité se situe ordinairement à plus d'un mètre de profondeur,

4. type C : c'est une forme intermédiaire entre A et D sur laquelle se greffe un maximum superficiel de salinité.

. Etude in situ

La nécessité de suivre, dans une station donnée, l'évolution de la salinité du sol, implique l'utilisation d'appareils ne conduisant pas à des prélèvements destructifs et opérant toujours dans la même situation.

Trois catégories peuvent être signalées :

- les bougies poreuses qui permettent de prélever la solution du sol à différentes profondeurs en effectuant, pendant quelques heures, une dépression dans la bougie. Ce procédé fonctionne très bien dans les sols humides. Il est d'un grand intérêt car il permet un prélèvement de solution pour analyses multiples.

- les "sensors" à thermistor permettent de mesurer in situ la conductivité électrique, ramenée à 25°C, de la solution du sol. Ils fonctionnent pour toute la gamme d'humidité, ce qui leur donne un avantage sur les bougies. Malheureusement ils ne permettent que la mesure globale (conductivité) et n'apportent pas d'information sur la composition détaillée des sels.

- les électrodes à espacement variable permettent également une mesure globale de la salinité sur le terrain. Quatre électrodes sont disposées en ligne. Le courant électrique est apporté dans les deux électrodes externes et une mesure de résistance est effectuée entre les deux électrodes internes. Ce procédé peut être facilement utilisé pour un sol de texture connue, les mesures étant toujours effectuées à la même humidité. La profondeur de sol explorée est égale à l'écartement des électrodes.

- Contrôle du profil sodique

Le taux de sodium échangeable du profil peut être effectué sur prélèvements destructifs en utilisant la méthode BOWER.

La connaissance du paramètre S.A.R. dans l'extrait de pâte saturée permet également une bonne approximation de la sodicité qui devient alarmante quand le sodium échangeable représente plus de 15 % de la capacité d'échange.

- Contrôle de l'état physique

Les tests de stabilité structurale sont un bon moyen pour contrôler l'évolution de l'état physique du sol au cours du traitement. Les résultats obtenus sont en corrélation avec le degré de sodicité du sol.

5.1.4. Mise en oeuvre de pratiques visant à empêcher l'accumulation des sels et du sodium échangeable dans le sol ou à décharger le sol d'un excès de sels ou de sodium échangeable

Ces pratiques ont pour objet de limiter la pollution saline et sodique du sol, à un niveau compatible avec la croissance des plantes cultivées. Elles se traduisent évidemment par un rejet de sels dans les eaux de drainage ce qui peut conduire à une pollution saline des nappes quand celles-ci sont superficielles. C'est donc avec ces réserves que ce chapitre doit être considéré.

- Lessivage permanent des sols

Dans l'hypothèse d'une irrigation permanente ne provoquant pas d'accumulation de sels dans la zone des racines, on écrit que le stock de sels entrant dans le sol = le stock de sels drainant hors de la zone des racines (c'est le concept du Leaching Requirement).

$$H(i)\ C(i) = H(d)\ C(d)$$

C = conductivité électrique en millimhos/cm

H = hauteurs d'eau en cm

(i) : irrigation

(d) : drainage à la sortie de la zone des racines

$$100 \times \frac{H\ (d)}{H\ (i)} = \frac{C\ (i)}{C\ (d)} \times 100 = \text{L.R. (Leaching requirement)}$$

L.R. : C'est la hauteur d'eau qui doit percoler à travers la zone des racines pour maintenir la salinité à un certain seuil que l'on se fixe. Connaissant C (i) on se fixe C (d) et on détermine L.R.

Ex : C(i) = 1
C(d) : 1,5 L.R. = 66 %

Si on se fixe C(d) = 4, il vient L.R. = 25 % ce qui réduit considérablement le drainage et, partant, la pollution des nappes.

Ce coefficient de majoration peut ainsi dépasser 50 % pour les plantes sensibles avec des eaux chargées. C'est, en fait, un maximum théorique qui ne tient compte ni des exportations par les récoltes, ni des pluies qui peuvent intervenir pendant l'été (GOUNY et BRACHET, 1967). Dans la pratique, on dépasse rarement 25 %.

On peut également utiliser le système suivant :

- bilan hydrique : $H\ (i) = H\ (d) + E$

où E est l'évaporation pendant la période considérée

- bilan des sels : $H\ (i)\ C\ (i) = H\ (d)\ C\ (d)$

d'où l'on tire :

$$H\ (i) = \frac{C\ (d)}{C\ (d) - C\ (i)}\ E$$

ce qui permet de calculer H (i) connaissant les conductivités et l'évaporation, avec le souci de maintenir C (d) au seuil que l'on s'est fixé.

GOUNY (1966) pour sa part, suggère le calcul du coefficient d'accumulation probable des sels dans chaque cas particulier à partir des données suivantes :

- l'eau utilisée : son volume (fonction des besoins climatiques, ETM des plantes) et sa composition ;

- le sol : sa capacité de rétention en eau sur la profondeur d'enracinement ;

- le drainage P - ETP pendant l'été et pendant l'hiver.

Un coefficient calculé de 4 pendant l'été, par exemple, conduirait à pouvoir utiliser une eau de 2,0 mmhos sur betterave à sucre et orge, 1,5 mmhos sur les autres céréales et les cultures fourragères, moins de 1 mmhos pour les cultures maraîchères et fruitières (GOUNY, comm. personnelle).

- Décharge des sels en excès

La désalinisation est l'opération qui vise à épurer le sol d'un excès de sels, les sels étant éliminés par le réseau de drainage.

Cette opération nécessite des irrigations de lessivage, les quantités d'eau à apporter étant calculées d'après des formulations de bilan des sels :

$$H\ (i)\ C\ (i) - H\ (d)\ C\ (d) = (C_1\ \Theta_1 - C_0\ \Theta_0)\ x$$

H (i) = hauteur d'eau d'irrigation cm
H (d) = hauteur d'eau de drainage cm
C (i) = cond. électrique de l'eau d'irrigation
C (d) = cond. électrique de l'eau de drainage

C_1 = cond. électrique de la solution du sol après irrigation = niveau de salinité auquel on veut aboutir

C_0 = cond. électrique de la solution du sol avant irrigation

Θ_1 = humidité volumique après irrigation

Θ_0 = humidité volumique avant irrigation

x = épaisseur de la tranche de sol en cm

Cette formule permet de calculer H (i) nécessaire pour faire passer la salinité du niveau C_0 au niveau C_1.

La désodisation est l'opération qui vise à déplacer le sodium échangeable et à le remplacer par du calcium. Elle implique l'apport de gypse. Cette opération favorise l'élimination des sels en améliorant la perméabilité.

La quantité de gypse à apporter peut être calculée par la formule suivante :

$$BG\ (me/100\ g) = \frac{Na\ initial\ \% - Na\ final\ \%}{100}\ T$$

BG = besoin en gypse me/100 g de sol

T = capacité d'échange du sol en me/100 g

Na initial % : taux de sodium échangeable initial
Na final % : taux de sodium échangeable final (auquel on veut aboutir)

5.1.5. Application au cas des eaux usées urbaines

Les conditions précises d'utilisation des effluents d'eaux résiduaires reposent essentiellement sur les résultats d'analyses de l'eau à employer, salinité, SAR, etc... d'où l'on pourra déduire, compte-tenu du sol et surtout du climat, le niveau d'accumulation possible des sels dans le sol en fin d'été et les possibilités de lessivage en hiver.

Si l'on se reporte aux compositions indiquées dans le tableau 1 qui sont surtout des données américaines, les effluents d'épuration primaire ou secondaire apparaissent comme entrant dans la catégorie des eaux à risque moyen ou élevé de salure, faible à moyen de sodisation.

Elles sont donc utilisables, dans les meilleurs cas, sans précaution particulière, hormis un choix de culture excluant les plantes sensibles (haricots, fruitiers,...). Lorsque leur charge est plus élevée, elles sont à réserver à des cultures résistantes (type betterave, orge,...) et avec des méthodes adaptées d'arrosage :

- apports d'eau plus fréquents qu'avec une eau normale, n'utilisant donc pas toute la RFU du sol,

- et des doses supérieures aux déficits climatiques de manière à provoquer, au cours de l'été, le lessivage nécessaire.

Sous nos climats humides l'hiver, le lessivage naturel peut éventuellement suffire.

Ces impératifs expliquent qu'aux USA, les charges annuelles d'eau sur les cultures irriguées soient très importantes.

Ce principe de lessivage des sels n'est toutefois pas, on l'a vu, appliqué en Allemagne, ni même en URSS dont certaines régions sont pourtant sous climats arides.

Les excès d'eau peuvent, en effet, présenter d'autres inconvénients.

Il peut être possible de diminuer la charge minérale d'un effluent en le mélangeant avec une eau d'une autre origine ou d'alterner des irrigations avec l'effluent et avec une eau douce.

Quoi qu'il en soit, les normes utilisées à l'étranger restent à moduler en fonction de nos variétés et de nos différentes conditions pédoclimatiques.

Par ailleurs, l'objectif à poursuivre n'est pas obligatoirement le rendement maximum possible de la culture, mais ce peut être la rentabilisation maxima d'une eau médiocre accompagnée ou non de la nécessité d'économie à d'autres fins, de ressources en eau de meilleure qualité.

5.2. Contraintes dues aux micro-éléments (métaux lourds)

Les microéléments présents dans les eaux résiduaires ou les boues constituent un élément de valorisation de ce type particulier de déchets, dans la mesure où ils représentent une source d'oligo-éléments pour les plantes, oligo-éléments que l'agriculteur se procure habituellement, en faisant appel : soit à des engrais peu concentrés, soit à des amendements organiques classiques (fumiers et terreaux), soit encore à des produits commerciaux

spécialement élaborés à cet égard et utilisés par application au sol ou par pulvérisation foliaire. Malheureusement, les produits d'épuration des eaux usées urbaines sont souvent trop chargés en ces oligo-éléments : ils peuvent même contenir des métaux non indispensables au développement des végétaux, qui risquent d'être phytotoxiques, ou de s'accumuler dans les plantes, sans dommages pour elles mais en compromettant leur utilisation alimentaire lorsqu'ils s'avèrent nuisibles pour les organismes animaux.

En réalité, les agronomes ont donc actuellement tendance à considérer sous un aspect négatif la présence de micro-éléments dans les eaux résiduaires et les boues, les dangers encourus étant les suivants :

- action toxique sur les organismes animaux,

- action phytotoxique,

- action non phytotoxique mais risques d'accumulation susceptible de perturber la chaîne trophique,

- action à la fois phytotoxique et perturbatrice de la chaîne trophique,

- risques de contamination d'eaux souterraines pouvant être utilisées comme eaux d'irrigation ou comme eaux de boisson.

L'aspect le plus contraignant est sans aucun doute la possibilité de contamination de la chaîne trophique, et il est donc primordial d'avoir une connaissance aussi précise que possible des actions toxiques des métaux lourds sur les organismes animaux.

5.2.1. Action toxique sur les organismes animaux des principaux métaux lourds susceptibles d'être rencontrés dans les eaux résiduaires et les boues de stations d'épuration

Cuivre

Chez l'homme, les intoxications dues à une absorption exagérée de cuivre sous forme d'aliment ou d'eau sont extrêmement peu fréquentes (UNDERWOOD, 1971). La "maladie de Wilson", qui se caractérise par une accumulation exagérée de cuivre dans les tissus, serait due à un dérèglement du métabolisme du métal plutôt qu'à un excès d'absorption. D'après SPOTSWOOD et RAYMER (1973), la dose maximum de cuivre tolérable dans les aliments destinés aux humains ne devrait pas cependant dépasser 20 mg/kg. Le rat, le porc et les bovins résistent à des ingestions quotidiennes de cuivre relativement élevées, le rat pouvant par exemple être nourri en permanence avec des rations contenant 500 mg/kg de cuivre sans présenter d'anomalie ou de défaut de croissance. Par contre, le mouton est extrêmement sensible à l'excès de cuivre

qui se traduit par une jaunisse, de l'hémoglobinémie et de l'ictère. La toxicité apparaît dès que les plantes consommées par cet animal ont des teneurs en cuivre de 50 à 60 mg/kg de matière sèche, mais ce seuil est abaissé à 10-15 mg/kg si le mouton consomme des légumineuses, pour peu que la teneur en molybdène de ces dernières soit faible (0,1 à 0,2 ppm).

Zinc

Comme le cuivre, le zinc est un élément relativement peu toxique pour les animaux. Il faut en effet atteindre des concentrations de l'ordre de 5 000 ppm dans les rations pour voir le rat réagir à ce métal (perte de poids n'entraînant pas de mortalité chez les adultes). Le porc résiste à des concentrations de 2 000 à 3 000 ppm et le poulet à 1 200 - 1 400 ppm. Le mouton, plus sensible, commence à perdre son appétit dès que la ration quotidienne contient plus de 1 000 ppm, et les bovins subissent des pertes de poids dès la dose de 900 ppm.

Ces effets dépressifs seraient en fait beaucoup plus liés à un manque d'appétence des aliments dû à leur teneur exagérée en zinc, qu'à une action proprement toxique de ce dernier. Chez l'homme, des vomissements et des érosions cutanées apparaissent pour des teneurs en zinc des aliments supérieures à 800 ppm. Les Anglais ont cependant fixé à 50 ppm pour les aliments solides, et à 5 ppm pour les boissons les concentrations maximum acceptables par l'homme, la quantité totale de métal ingérée par un adulte ne devant pas dépasser 10 à 12 mg par jour (MINISTRY OF FOOD, 1954).

Nickel

Absorbé par voie alimentaire, le nickel est également peu toxique. Il faut atteindre des concentrations de 1 600 ppm dans la ration avant de constater des pertes de poids chez la souris. Chez l'homme, l'absorption de nickel par voie respiratoire serait à l'origine de certains cancers du poumon, notamment chez les ouvriers travaillant dans la métallurgie de ce métal, mais celui-ci serait très peu toxique quand il est ingéré avec les aliments, l'intestin ne l'absorbant qu'en très faible quantité.

Chrome

Il est très peu toxique sous sa forme trivalente, et beaucoup plus sous forme hexavalente. Son administration par voie orale à la concentration de 50 ppm dans la ration provoque chez l'homme des pertes de poids et des altérations profondes du foie et du rein.

Plomb

En ne faisant appel qu'à des considérations géochimiques, la quantité totale de plomb contenu dans un adulte de 70 kg ne devrait pas dépasser 2 mg, et la teneur en plomb du sang ne devrait pas excéder 0,0025 ppm. Ces valeurs sont à l'heure actuelle très largement dépassées en raison de la contamination de la chaîne trophique par le tabagisme, l'utilisation de certains cosmétiques, et surtout les rejets de gaz brûlés des voitures. La "teneur" moyenne d'un Américain se situe actuellement aux environs de 90 à 120 mg.... Les symptômes du plombisme (anémie, encéphalopathie) se manifestent pour des valeurs de 400mg par individu. Le plomb ingéré par voie alimentaire est en grande partie éliminé avec les fèces mais une partie s'accumule dans le squelette, le foie et les cheveux (on trouve 24 ppm de plomb dans les cheveux des jeunes enfants, et jusqu'à 280 - 300 ppm dans les cheveux des individus atteints de plombisme chronique). L'ingestion quotidienne de plomb par voie alimentaire ne devrait pas dépasser 0,4 à 0,5 mg par individu, et 0,3 mg chez les enfants, pour éviter les atteintes du plombisme chronique. La teneur "normale" du sang se situerait entre 0,15 et 0,40 ppm (JELINEK, 1973).

Cadmium

L'importance croissante accordée par les biologistes à ce métal a pour origine la corrélation extrêmement étroite mise en évidence dans 28 agglomérations américaines entre les teneurs en ce métal décelées dans l'atmosphère et le nombre de décès dus à l'hypertension ou à des accidents cardio-vasculaires. Les expériences conduites à la suite de cette enquête ont effectivement démontré que l'addition à l'eau de boisson de 5 ppm de cadmium entraîne au bout d'un an l'apparition d'hypertension ou de lésions d'artères et d'artérioles chez la souris, avec une forte accumulation du métal dans le rein. Ces expériences ont également montré que le cadmium pouvait agir sur l'appareil reproducteur des animaux, en provoquant des hémorragies dans les tubes séminifères, ou des nécroses testiculaires. Il est à remarquer que le zinc, dont la structure atomique et le comportement chimique sont voisins de ceux du cadmium, peut s'avèrer un antagoniste puissant de ce dernier, et que les accidents d'hypertension sont en fait beaucoup plus reliés au rapport cadmium/zinc dans les tissus qu'à la simple teneur en cadmium . D'après JELINEK (1973), la dose maximale journalière du cadmium absorbée ne devrait pas dépasser 200 µg par adulte. LINNMAN et al (1973) ont fixé à 400 - 500 µg cette limite, de même que DUDAS et PAWLUK (1975), alors que JONES et al (1975) la ramènent à 300 µg. Une partie du cadmium absorbé chaque jour par les individus proviendrait surtout des eaux de boisson, dont la teneur aux USA varie de 0,4 à 60 µg/l (ZWARUM, 1973) et de l'atmosphère. C'est la raison pour laquelle l'O.M.S. (ROSMAN et de LAETER, 1976) a fixé à 10 µg/l la limite maximum en cadmium acceptable dans les eaux de boisson, et à 5 µg/l celle des eaux destinées à une utilisation continue en irrigation. En zone considérée comme non surchargée en cadmium, l'ingestion quotidienne de ce métal par les voies précédemment décrites (eaux de boisson et atmosphère) ne dépasserait pas 50 µg par individu (HAGHIRI, 1973), mais JELINEK (1973) fait ressortir que dans la plupart des pays à fort développement industriel et à niveau de vie élevé comme les USA, la quantité totale de cadmium absorbée chaque jour par les adultes varie entre 50 et 100 µg - ce qui représente des valeurs peu éloignées du maximum de 200 µg par jour fixé par certains chercheurs suédois.

En ce qui concerne l'alimentation, celle-ci ne risquerait de prendre une part prépondérante dans la surcharge en cadmium des individus qu'à partir du moment où la ration alimentaire aurait une teneur en cadmium de l'ordre de 5 à 10 ppm (JONES et al, 1973).

Mercure

Le mercure a toujours existé dans l'environnement et UNDERWOOD (1971) a très justement rappelé à cet égard que "la folie des miroitiers et des fourreurs" qui utilisaient pour leur industrie des sels de mercure était connue depuis fort longtemps. L'une des plus anciennes et des plus célèbres victimes d'intoxication chronique par le mercure est le roi Charles II d'Angleterre, qui contracta une fatale maladie des reins en distillant dans son laboratoire privé des quantités importantes de mercure.

Le premier chimiste qui s'intéressa aux effets du mercure dans l'environnement fut, en 1930, l'Allemand STOCK : les résultats de ses recherches montrèrent que le mercure existait pratiquement partout, dans tous les organismes vivants, l'eau, l'air et les roches. KLEIN (1972) a dressé un tableau (tableau n° 44) représentant les quantités "normales" de mercure issues du simple cycle géochimique que l'on devrait trouver dans les différents constituants de l'environnement, si celui-ci n'était pas perturbé par des rejets intempestifs dus à l'exploitation de gisements des composés du mercure, ou à la combustion des substances fossiles qui l'ont accumulé, comme le charbon ou le pétrole.

Parmi les composés du mercure, les sels dont l'action est la plus violente sont le chlorure mercurique et le cyanure de mercure. L'ingestion de l'un de ces composés provoque des symptômes caractéristiques de salivation abondante, ainsi que des vomissements très rapidement suivis de la mort. L'intoxication chronique atteint le foie, et surtout les reins, mais ce sont certainement les sels organiques du mercure, tels le méthyl ou le diméthyl mercure, qui sont les plus dangereux en matière d'empoisonnement chronique, car ils lèsent de manière irréversible les cellules nerveuses, entraînant chez les sujets atteints des manifestations d'irritabilité, de perte de personnalité et de folie. C'est l'absorption de ces sels concentrés par les poissons et les coquillages qui fut à l'origine des accidents observés en 1959 et 1965 au Japon (Minamata : 121 cas et 46 décès ; Niigata : 47 cas dont 6 décès).

L'extrême toxicité de ces composés organiques du mercure revêt une importance considérable en matière d'environnement, des chercheurs suédois ayant montré que pratiquement tous les organismes vivants ont une forte propension à méthyler le mercure, ce qui fait que les composés de ce métal rejetés sont, à plus ou moins brève échéance, destinés à passer sous forme de composés organo-métalliques, forme sous laquelle ils s'accumulent en bout de chaîne trophique - en l'occurence : l'eau de mer, les poissons et les coquillages.

La quantité moyenne de mercure ingérée quotidiennement par un adulte varie selon les auteurs de 5 à 20 µg. La teneur moyenne en mercure des tissus des individus des sociétés occidentales se situerait actuellement entre 500 et 2 500 ppb, ce qui est évidemment très différent des teneurs considérées comme "normales" par KLEIN (1972) (Tableau n° 44).

Le mercure absorbé s'accumule dans les reins et le foie, et surtout dans les ongles et les cheveux qui constituent un excellent repère du degré de contamination. D'après KLEIN (1972), 4 000 tonnes de mercure supplémentaires sont mises en circulation chaque année sur la planète, soit par combustion de substances fossiles, soit par exploitation minière de composés de ce métal, et 80 000 tonnes seraient chaque année redistribuées entre l'atmosphère et le sol sous l'action des eaux de pluie. Il convient de rappeler que la dose maximum tolérable dans les rations alimentaires ne devrait pas dépasser 500 ppb, selon ESTES et al (1973).

TABLEAU N° 44 : TENEURS "NORMALES" EN MERCURE DE DIFFERENTES COMPOSANTES DE L'ENVIRONNEMENT

(d'après KLEIN D.H. 1972)

	en ppb
Air.....	0,002
Eau de rivière non polluée et eau souterraine.....	0,05
Eau de mer.....	0,10
Eau de pluie.....	0,15
Eaux résiduaires.....	2,00
Roches cristallines.....	50,00
Roches sédimentaires et sols.....	50,00
Houille et pétrole.....	200,00
Poisson.....	100,00
Corps humain.....	100,00

5.2.2. Action sur les végétaux des micro-éléments présents dans les eaux résiduaires

Comme cela a déjà été signalé au Chapitre II 2, la plupart des métaux lourds sont présents dans les eaux résiduaires en quantité inférieure aux maxima fixés pour les eaux de surface et les eaux d'irrigation.

D'ailleurs, la présence dans les eaux résiduaires de petites quantités d'éléments métalliques peut exercer une action bénéfique sur les plantes, dans la mesure où ces éléments peuvent être considérés comme nécessaires à celles-ci (oligo-éléments) et quand les eaux sont épandues sur des sols où existent des probabilités de carences. Les risques d'intoxication de la plante n'apparaissent que lorsque les quantités appliquées au sol sont très largement supérieures aux besoins. Les conditions d'apparition des symptômes de phytotoxicité des oligo-éléments, dont l'action est connue depuis fort longtemps (zinc, cuivre, manganèse, etc, ...), ont été maintes fois décrits et figurent dans tous les ouvrages d'Agronomie ou de Science du sol. Nous rappellerons seulement que, pour chacun de ces éléments, la phytotoxicité dépend de l'espèce végétale et que le métal à l'origine de l'intoxication a surtout tendance à s'accumuler dans l'appareil racinaire, l'analyse de l'appareil aérien constituant donc un piètre révèlateur du facteur d'intoxication.

En ce qui concerne les risques de contamination de la chaîne trophique par ces oligo-éléments, CHANEY (1973) a judicieusement rappelé qu'en raison même de leur tendance à maintenir bloqués dans les racines les métaux toxiques, les végétaux interviennent comme des barrières très efficaces, la phytotoxicité se manifestant bien longtemps avant que les teneurs décelées dans les parties aériennes puissent inquiéter les nutritionnistes. Cependant, MELSTED (1973) a fixé un maximum tolérable, pour la plupart des végétaux pouvant entrer dans la composition de la ration alimentaire (tableau n° 45). Dans les secteurs où les végétaux cultivés possèderaient des teneurs en métaux lourds de l'ordre de grandeur de ce maximum, il est vivement déconseillé de procéder à un épandage d'eaux usées ou de boues de stations d'épuration.

Le problème se pose en termes fort différents pour certains métaux tels : le cadmium, le mercure, le plomb, le chrome et le nickel, non considérés comme oligo-éléments et dont l'action sur la plante n'a fait l'objet que de recherches relativement récentes, faisant écho aux préoccupations elles-mêmes nouvelles touchant à l'action de ces métaux sur l'environnement. C'est ainsi qu'a pu être prouvée assez récemment l'action extrêmement phytotoxique du cadmium sur la plupart des végétaux cultivés, action s'expliquant : soit par une dépression de l'activité de la nitrogénase chez les légumineuses comme le soja (HUANG et al, 1972), de l'anhydrase carbonique (LEE et al, 1974), de l'activité photosynthétique et de la transpiration (BAZZ et al, 1974). Là encore, la résistance dépend de l'espèce végétale considérée, la betterave, le haricot et le tournesol apparaissant comme les plus sensibles (d'après PAGE et al, 1972), le maïs et la laitue étant légèrement moins sensibles, la tomate et l'orge encore moins. Certaines contradictions sont cependant notées dans ce domaine, TURNER (1973) plaçant la tomate parmi les plantes les plus sensibles au cadmium. La tendance des végétaux à accumuler ce métal dépend aussi fortement de l'espèce considérée : c'est ainsi que BAZZAZ et al (1974) ont observé que, pour une teneur en cadmium de la solution nutritive égale à 1 ppm, la carotte accumule 2,2 ppm de métal et la tomate 158 ppm. De même le sorgho qui est beaucoup plus résistant que le soja a tendance à concentrer cet élément beaucoup plus que la légumineuse (LEE et al, 1974).

TABLEAU 45 : ORDRE DE GRANDEUR DE LA TENEUR EN METAUX LOURDS DE LA PLUPART DES PLANTES ET MAXIMA ACCEPTABLES POUR DES VEGETAUX SUSCEPTIBLES D'ENTRER DANS LA COMPOSITION DE RATIONS ALIMENTAIRES

(d'après MELSTED S.W. 1973)

(en ppm)	Teneur moyenne en métaux lourds	Teneur maximum acceptable
Cd.....	0,05 - 0,20	3
Co.....	0,01 - 0,30	5
Cu.....	3 - 40	150
Fe.....	20 - 300	750
Mn.....	15 - 150	300
Hg.....	0,001 - 0,01	0,04
Li.....	0,2 - 1	5
Ni.....	0,1 - 1	3
Pb.....	0,1 - 5	10
Sr.....	10 - 30	50
Zn.....	15 - 150	300
Cr.....	0,1 - 0,5	2
Mo.....	0,2 - 1	3
Se.....	0,05 - 2,0	3
B.....	7 - 75	150

Il est cependant important de souligner que la plupart des expériences en conditions hydroponiques par les divers auteurs précités mettent en jeu des concentrations en cadmium de la solution nutritive souvent largement supérieures à celles rencontrées dans la majorité des eaux résiduaires et que

généralement, les effets phytotoxiques se sont déjà faits sentir quand l'accumulation du métal dans la plante devient relativement importante.

LINNMAN et al (1973) ont pourtant fait remarquer que, malgré l'aptitude des graines à ne pas accumuler le cadmium (aptitude signalée par ailleurs par CHANEY, 1973), cet élément peut finir à la longue par pénétrer dans l'albumen, à la suite d'applications répétées au sol. Il en résulte que la teneur en cadmium des farines de Suède, dont la moyenne varie entre 20 et 50 ppb, peut s'élever à 100 ppb par suite de l'application de boues riches en ce métal. Chaque individu peut ainsi absorber quotidiennement 17 µg de cadmium par la seule ingestion d'aliments à base de farine, alors que l'absorption journalière de cet élèment ne devrait pas dépasser - comme nous l'avons vu - 4 à 500 µg.

CHANEY (1973) a insisté sur l'importance du rapport Zn/Cd dans les végétaux destinés à la consommation humaine : pour éviter tout risque de contamination de la chaîne trophique, le cadmium ne devrait pas excéder 0,5 %, voire 0,1 % de la teneur en zinc total. Or, une enquête effectuée dans 19 états des Etats-Unis par HUFFMAN et HODGSON (1973) a montré que le rapport Zn/Cd variait de 88 dans le blé à 137 dans les plantes fourragères.

Il convient cependant de signaler que le cadmium présent dans la chaîne trophique ne provient pas uniquement de l'application au sol d'eaux résiduaires, de boues ou de retombées atmosphériques ; certains types d'engrais phosphatés utilisés de longue date ont contribué de manière non négligeable à l'enrichissement de la couche arable des sols en cet élément (WILLIAMS et DAVID, 1976).

Les études concernant l'action du plomb sur les végétaux sont relativement plus nombreuses, en raison de l'existence d'une pollution des plantes situées en bordure des axes routiers à gros trafic, par le plomb issu des additifs des carburants (tétraéthyle de plomb, notamment). Ces études ont montré que le plomb s'accumulait peu dans les végétaux quand il est ajouté au sol sous forme de composés minéraux solubles (MARTEN et HAMMOND, 1966). Cependant, certaines espèces forestières peuvent donner lieu à une accumulation non négligeable (ROLFE, 1973). En tout état de cause, le plomb serait beaucoup moins phytotoxique que le cadmium, si l'on se réfère aux travaux de HUANG et al (1972).

Même appliqué au sol en quantités importantes, le chrome sous forme trivalente n'a que peu d'incidence sur le développement des végétaux et ne donne pas lieu à une accumulation notable dans les parties aériennes, ce qui s'expliquerait par le fait que ce métal reste fixé au niveau des parois cellulaires des racines (MYTTENAERE et MOUSNY, 1974). D'après ces mêmes auteurs, les ions chromates, beaucoup plus phytotoxiques, seraient eux-mêmes réduits au niveau des racines - ce qui diminuerait les possibilités d'intoxication. En tout état de cause, et compte tenu du pouvoir réducteur élevé des eaux usées, il est peu probable que les ions chromates puissent subsister bien longtemps dans cet état avant d'arriver au contact des racines.

Il faut appliquer au sol des quantités importantes de mercure pour voir la teneur des plantes en cet élément s'élever de manière notable : de telles observations n'ont pu être effectuées que dans des graminées constituant des terrains de golf traités pendant plus de 15 ans avec des fongicides à base d'organo-mercuriques (ESTES et al, 1973). Les probabilités de contamination de la chaîne trophique par cet élément, par la voie d'application au sol de déchets contenant du mercure, sont donc faibles et c'est surtout au niveau du terme ultime de cette chaîne que se situent les dangers les plus importants, notamment par la contamination des poissons et des coquillages.

En ce qui concerne le nickel, la très grande phytotoxicité spécifique de ce métal constitue une barrière très efficace à tout risque de perturbation de la chaîne trophique. Il est d'ailleurs peu probable, compte tenu de la faible teneur des eaux résiduaires urbaines en cet élément, que ces dernières soient de nature à amener le taux de ce métal dans le sol au-dessus du seuil de manifestation de la phytotoxicité.

5.2.3. Action sur les sols des micro-éléments présents dans les eaux résiduaires urbaines

Les métaux présents dans les eaux résiduaires urbaines peuvent exister dans ces dernières, soit à l'état ionique (probabilité d'existence sous cette forme relativement faible compte-tenu du pH de la plupart des eaux), soit sous forme d'hydroxydes ou autres composés minéraux colloïdaux, soit fixés à des particules solides en suspension, soit encore associés à la matière organique soluble sous forme de complexes organo-minéraux.

En dehors du travail déjà cité de BENDU et al (1970), nous ne connaissons que très peu de recherches effectuées en vue de préciser l'état dans lequel se trouvent les métaux lourds dans les eaux résiduaires. Or, la connaissance de ces formes d'existence serait fort utile pour prévoir le comportement ultérieur du métal une fois l'eau résiduaire appliquée au sol.

Il est certain, par exemple, que le devenir d'un métal donné serait tout autre, dans la mesure où ce métal est associé à de la matière organique, si cette matière organique est facilement biodégradable ou si elle l'est très peu. En effet, si elle l'est peu et si les liaisons contractées entre elle et le métal sont stables (du type complexes ou chélates), il y a de fortes chances pour que cette matière organique ait tendance à limiter la mobilité du métal. C'est un phénomène de ce genre qui a été fréquemment observé dans le cas d'application de boues au sol (TOUCHTON et al, 1976 ; EL BASSAM et POELSTRA, 1975 ; PETERSON et al, 1971 ; GIORDANO et MORTVEDT, 1976 ; BOSWELL, 1975 ; MORTVEDT et GIORDANO, 1975 ; MILLER, 1973).

Cette action fixatrice des boues vis-à-vis des métaux a d'ailleurs été mise à profit pour créer ou améliorer la fertilité des morts-terrains d'exploitations minières, stérilisés par l'accumulation de métaux toxiques (LOSCHE et CHAVENGSAKSONGKRAM, 1974).

Il n'en reste pas moins que cette action stabilisatrice dépend de la pérennité de la fraction organique associée aux métaux ; GIORDANO et MORTVEDT (1976) émettent quelques réserves quant à la rémanence de ces fractions organiques et MILLER (1973) évoque même la possibilité de synthèse d'exométabolites, par la flore microbienne décomposant la fraction organique, qui fourniraient avec les métaux des chélates mobiles utilisables par la plante ou migrant dans le sol. La formation de chélates solubles serait à l'origine de l'enrichissement en métaux lourds observé en profondeur (jusqu'à 3 mètres) dans des secteurs où l'on pratique depuis 20 ans le lagunage des boues (LUND et al, 1976). Il ne semble pas toutefois que cette migration très nette observée en lagunage puisse être assimilée à ce qui se passe quand on épand des eaux usées sur un sol en vue d'en améliorer la fertilité. EL BASSAM et POELSTRA (1975) ont pu noter que l'épandage d'eaux usées sur un même terrain pendant 80 ans n'enrichissait le sol que sur une tranche de 5 cm en ce qui concerne le chrome, et seulement dans les premiers millimètres dans le cas du mercure. Il est d'ailleurs probable qu'en ce qui concerne le mercure une part non négligeable de ce dernier est évacuée dans l'atmosphère par sublimation, vraisemblablement après réduction par les composés humiques du sol (GILMOUR et MILLER, 1973).

Une fois libérés des associations organo-métalliques dans lesquelles ils sont engagés, les métaux sont soumis aux lois physico-chimiques qui régissent leur comportement dans le sol.

D'une manière générale pour ELLIS (1973), à pH supérieur à 7,0 (après des épandages prolongés d'effluents basiques) beaucoup de métaux lourds précipitent à l'état d'hydroxydes ou de carbonates et il en reste peu en solution.

D'après LINDSAY (1973), le chrome serait très rapidement réduit sous forme de Cr^{+++} et précipité sous forme d'hydroxyde. Le mercure formerait également très vite des composés insolubles ou, dans certaines conditions très réductrices et à pH faible, donnerait naissance à du mercure élémentaire qui se sublimerait, ou à des complexes organo-métalliques mobiles. Le cobalt se lierait très rapidement aux oxydes de manganèse, donnant ainsi naissance à des composés très peu mobiles. Le plomb serait énergiquement retenu par

la matière organique du sol, ou fixé de manière irréversible par les argiles, les oxydes de fer, les carbonates, les phosphates et les sulfates au-dessus de pH 7. HILDEBRAND et BLUM (1975) ont estimé à 20 000 kg/ha la quantité totale de plomb qu'un sol pourrait bloquer fortement, ce qui explique la faible probabilité de migration en profondeur de cet élément, ou de son absorption par la plante.

Pour le bore, HATCHER et BOWER (1958) ont appliqué la formule de LANGMUIR pour prévoir l'adsorption dans le sol. D'après RHOADES et al (1970), cette formule sous-estime la quantité de bore adsorbable par le sol. Quatre mécanismes de rétention sont envisagés :

- adsorption par les hydroxydes de fer et d'alumine en revêtement ou associés aux minéraux argileux ;

- adsorption de grandes quantités de bore par les oxydes de fer et d'aluminium ;

- adsorption par les argiles, surtout les argiles micacées;

- adsorption par les hydroxydes de magnésium, en revêtements ou autres formes de concentration.

La solubilité du bore est assez indépendante du pH. Par rapport aux autres éléments trace, le bore est beaucoup moins fixé par le sol.

La fraction des métaux lourds non fixée de manière irréversible par les anions organiques et minéraux du sol est absorbée sous forme échangeable par le complexe argilo-humique. D'énormes progrès restent à faire dans la connaissance des processus exacts de rétention par le sol de certains métaux, auxquels s'intéressent de fraîche date les agronomes et les spécialistes de science du sol, tels : le cadmium, le mercure, le chrome et le plomb. Il n'en reste pas moins que, dans leur ensemble, la plupart des sols -tout au moins ceux dont le pH est suffisant (pH >6,5)- fonctionnent comme d'excellents pièges à métaux lourds.

En ce qui concerne les microéléments apportés par des eaux résiduaires, le bore se déplace le plus vite dans le sol et le sous-sol. Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Mn, Ni, Zn, Ag, ont une vitesse de déplacement moindre ; Mo, As, Se ayant une vitesse intermédiaire entre celle du bore et celle des éléments traces cationiques. PRAT (1972) a developpé des techniques de calcul pour estimer le temps de déplacement des éléments en sol non saturé, jusqu'à la nappe.

La capacité d'épuration du sol, nette vis-à-vis des éléments des boues (PAGE, 1974), sauf éventuellement pour le bore, varie avec la texture, elle est plus faible en sols grossiers sableux qu'en sols argileux et avec le pH. Ainsi, sauf pour As, Mo, Se dont la solubilité augmente avec l'élévation du pH, les éléments traces sont plus solubles en sols acides qu'en sols neutres.

Pour PAGE (1974), dans de nombreux sols (exception : sols sableux ou sols très acides), la proportion de Ag, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, et Zn apportés par les boues et qui descend au-dessous de la profondeur du labour est très faible. La mobilité de Mo, As, et Se également très limitée normalement peut dépasser toutefois celle des éléments traces cationiques surtout en sols neutres et basiques.

Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Mn, Ni, Zn, Ag, Mo, As et Se sont pratiquement fixés dans de nombreux sols et la contamination des nappes par ces éléments est improbable (sauf peut être sous des sols de texture grossière à nappe très peu profonde).

Les données publiées montrent que les horizons de surface des sols de terrains d'épandage de boues sont enrichis en éléments traces, le taux d'enrichissement étant fonction de la composition et du volume des boues apportés. L'application de 400 tonnes/ha, mélangées sur 15 cm par labour, conduit à des concentrations en Cd, Cu, Hg et Zn dans cet horizon Ap supérieures à celles observées en sol non traité.

La teneur en éléments traces des solutions du sol diminue lorsque la profondeur traversée augmente, BRADFORD (1973) a rassemblé des données montrant que les concentrations en Cu, Ni, B, Cr, Mo et Cd dans la solution du sol de terrains traités avec des boues étaient supérieures à celles considérées comme dangereuses. Pour éviter cela, il faut fractionner les apports dans le temps et lessiver le sol avec des eaux très peu chargées (teneurs inférieures aux valeurs minimales recommandées pour l'eau d'irrigation, ceci de manière à déplacer les éléments et les "diluer" dans l'épaisseur du sol. Il n'existe malheureusement pas de références précises sur le devenir des éléments traces avec la profondeur. A titre de sécurité, il est recommandé d'éviter d'épandre en sols trop perméables (sols sableux, caillouteux) et/ou affectés de nappes pas très profondes (quelques mètres).

De même les éléments traces se concentrant en surface, il faut bannir les terrains donnant lieu à des circulations d'eau superficielles (ruissellement, écoulements hypodermiques), il faut éviter également de pratiquer des drainages peu profonds, toutes opérations pouvant provoquer une contamination des eaux de surface (cours d'eau, étangs, lacs).

Il reste que, si les microéléments sont en général bien retenus par les sols, le problème essentiel est de savoir quel est le pourcentage de micro-polluants toxiques qui peuvent demeurer accessibles aux plantes. Pour apprécier ce pourcentage, différents réactifs d'extraction ont été expérimentés : acide chlorhydrique à différentes normalités, acide acétique 0,5 N, acétate d'ammonium N, D.T.P.A. 0,005 N. Selon RYAN et al (1974), ce dernier réactif fournirait la meilleure indication d'assimilabilité des métaux lourds par les plantes. Cependant, aucune règle générale n'a encore été édictée qui permette de fixer pour un sol quelqu'il soit, un seuil de métaux lourds extractibles par l'un des réactifs précédemment cités au-delà duquel des risques de

phytotoxicité seraient prévisibles. La seule donnée concrète dont on dispose est celle rappelée par CHANEY (1973) : la quantité maximum de métal ajoutée à un sol ne devrait pas conduire à une teneur de ce dernier (exprimée en équivalent-zinc) supérieure à 250 ppm dans les sols dont le pH est au moins égal à 6,5.

La notion d'équivalent-zinc repose sur le postulat que le cuivre peut être considéré comme 2 fois plus toxique que le zinc, et le nickel 8 fois plus que ce dernier. Dans ces conditions, l'équivalent-zinc s'exprime selon la formule suivante :

- teneur en équivalent-zinc (en ppm) = teneur en zinc (en ppm)
  + 2 x teneur en cuivre (en ppm)
  + 8 x teneur en nickel (en ppm)

Selon ce même auteur, et toujours à pH = 6,5, un maximum de 5 % de la C.E.C. du sol pourrait être occupé par des métaux lourds, la concentration de ces derniers étant toujours exprimée en équivalent-zinc.

Comme on peut le constater, une importance primordiale est accordée au pH dans ce domaine, les limites maxima tolérables en matière de concentration en métaux lourds étant d'autant plus élevées que le pH est plus important.

5.2.4. Conclusions

Les faibles concentrations en métaux lourds décelées dans les eaux résiduaires urbaines pour lesquelles des analyses systématiques ont été réalisées, concentrations très voisines, voire inférieures, aux standards actuellement admis aux U.S.A. pour des eaux d'irrigation ou même des eaux de boisson- donnent à penser que ces métaux ne constituent pas un facteur limitant pour l'utilisation de ces eaux en vue de l'irrigation des terres agricoles (BOUWER et CHANEY (1974). Ces faibles concentrations, sont le signe d'un bon fonctionnement d'une station d'épuration, les boues formées retenant énergiquement et concentrant les métaux présents dans l'effluent.

La seule référence à une action toxique d'un micro-polluant minéral présent dans des eaux résiduaires utilisées pour l'irrigation est celle de SOPPER (1973) qui a formulé l'hypothèse d'une possible intoxication par le bore de conifères arrosés chaque année avec des quantités massives d'eaux résiduaires.

Il convient cependant de rappeler que l'on ne dispose que de relativement peu de données concernant les teneurs en métaux lourds des eaux usées urbaines, et que le mode de traitement adopté a une influence très importante sur l'élimination de ces métaux.

Il est donc absolument indispensable, avant d'utiliser de manière systématique des eaux résiduaires pour l'irrigation des terres agricoles, de procéder à une campagne d'analyses de ces eaux. Si l'on se réfère aux travaux de SOMMERS et al (1976), qui ont plus particulièrement étudié la variabilité au cours du temps de la composition minérale des boues de stations d'épuration, une telle campagne devrait s'étaler au moins sur une année, en effectuant des prélèvements tous les 3 mois.

4

ETUDES DE CAS

- IV -
ETUDES DE CAS

	Page
1 - Epandage par irrigation	155
1.1. Pennsylvania State University (U.S.A.)	155
1.2. Muskegon (U.S.A.)	166
1.3. Golden Gate Park - San Francisco (U.S.A.)	181
1.4. Tallahassee (U.S.A.)	186
1.5. St Charles (U.S.A.)	197
1.6. Braunschweig (Allemagne Fédérale)	199
1.7. Debrecen (Hongrie)	209
1.8. Mexico (Mexique)	213
1.9. Tilburg (Pays-Bas)	224
2 - Epandage par ruissellement contrôlé	228
2.1. Melbourne (Australie)	"
2.2. Ada (U.S.A.)	237
3 - Epandage par infiltration-percolation	244
3.1. Flushing Meadows - Phoenix (U.S.A.)	"
3.2. Dan Region Project - Tel Aviv (Israël)	253

1 - EPANDAGE PAR IRRIGATION

1.1. L'essai pilote de Pennsylvania State University (Pennsylvanie - U.S.A.)

Introduction

En 1962, l'Université de Pennsylvanie a été mise en demeure de régler un problème de pollution : réduire et empêcher, si possible, l'eutrophisation croissante du cours d'eau (le "Spring Creek"), qui recevait l'effluent de la station de traitement des eaux usées. Cette station traite 15 000 m3/jour d'eaux usées en provenance de l'Université et en partie de la municipalité. Le problème devait être envisagé d'une manière plus générale, afin de trouver une solution à l'élimination de l'azote et du phosphore et d'améliorer la qualité de l'effluent rejeté.

Un comité, groupant plusieurs scientifiques et ingénieurs, s'est constitué pour résoudre ce problème ; parmi de nombreuses solutions, celle de l'épandage par irrigation a été retenue : elle s'effectuerait sur des terrains de l'Université, pour irriguer des cultures et des forêts. Ainsi fut créé : "The Pennsylvania State University Wastewater Renovation and Conservation Project". La réutilisation et la régénération de l'effluent par épandage se présentaient donc comme un nouveau concept, et le terme de "filtre vivant" se rapportant au sol, faisait son apparition.

Un prétraitement de l'effluent, suivi d'un traitement par boues activées, devait permettre d'irriguer plus de 200 ha, de limons sableux et argileux, cultivés en fourrage et maïs, et d'estimer la croissance d'arbres forestiers avec ou sans irrigation.

Au début, 2 000 m3 environ des 15 000m3 de la station étaient détournés pour irriguer et fertiliser des cultures et des zones boisées ; après 4 ans de fonctionnement, 200 ha supplémentaires dans la zone récréative étaient irrigués. En 1968, des plans étaient établis pour l'épandage des 15 000 m3 de la station ; 5 ans après, la station de pompage des effluents et la principale canalisation d'amenée au parc de loisirs étaient complétées.

Le système d'irrigation utilisant la totalité des effluents devait fonctionner au cours de l'année 1976.

Ce projet est un pilote, qui a abouti à des conclusions précises, et généralisables. L'irrigation par aspersion avec cet effluent ainsi traité a été satisfaisante : les rendements des cultures, et la croissance des arbres ont été augmentés, la qualité de la nappe n'a pas été affectée, et l'impact sur l'environnement (animaux sauvages, oiseaux et insectes) a pu être quantifié. La figure 6 donne l'implantation générale du projet.

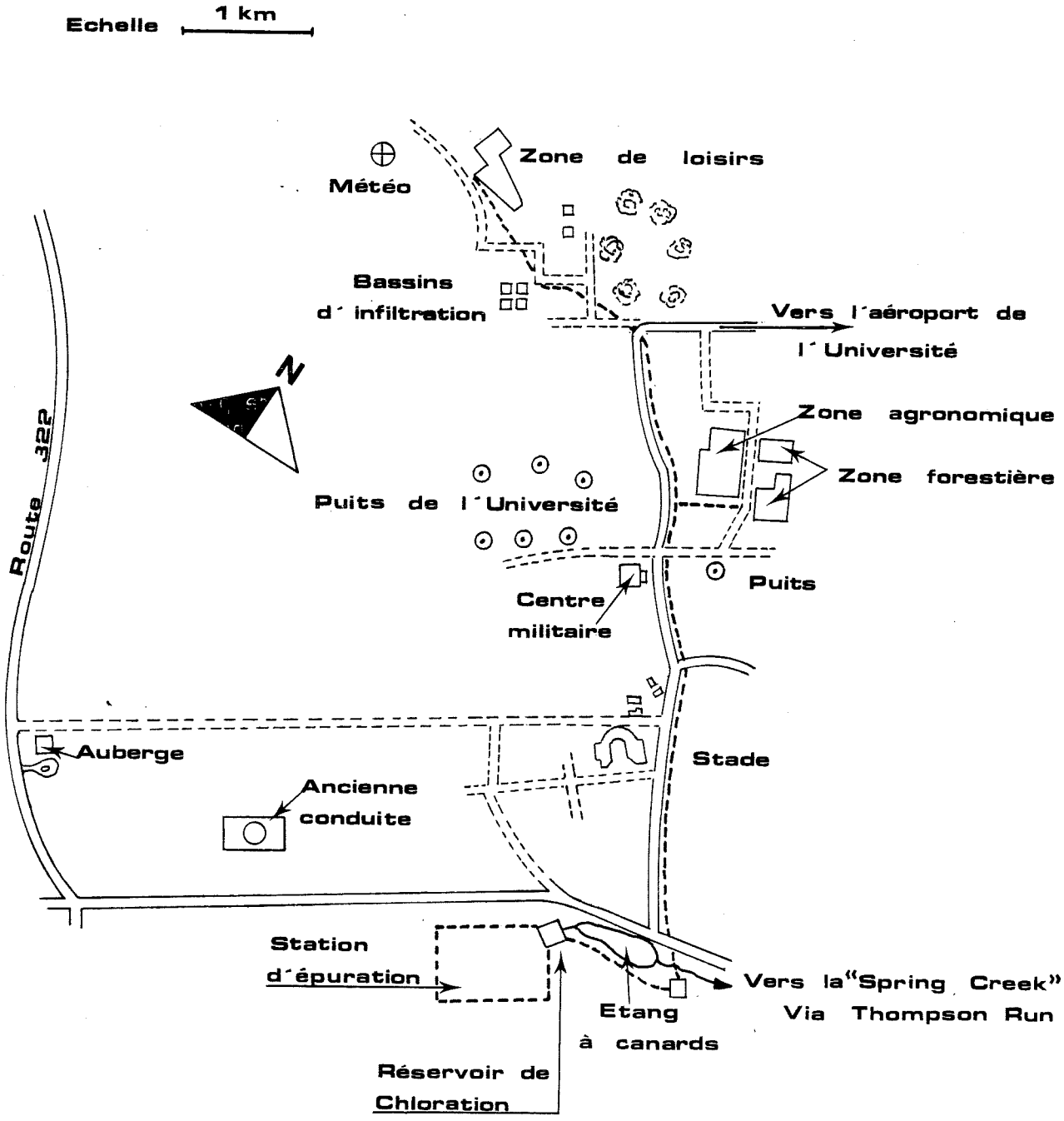


Figure 6 - IMPLANTATION DU PROJET DE PENNSYLVANIA STATE UNIVERSITY

Caractéristiques du site

1) le climat

Le climat de la zone est du type continental humide.

La pluviométrie annuelle est d'environ 850 mm, avec une assez bonne répartition bien que la moitié à peu près tombe au printemps.

La température moyenne annuelle est de l'ordre de 12°, avec une température moyenne de janvier inférieure à 0° et celle de juillet voisine de 25°.

2) sols, sous-sol et nappe

Les sols sont variables, suivant la zone considérée :

- dans le secteur récréatif, le sol est un limon sableux profond, très perméable, recouvrant 6 à 50 m de quartzite et de dolomite, au-dessus de lits de grès. Ces sols sablo-limoneux sont dits de Morrison et de Gatesburg.

- dans le secteur agronomie-forêt le recouvrement limoneux varie de 1,50 m à 25 m, sur un lit de dolomite. Le sol est parfois moins perméable, de texture plus argilo-limoneuse. Ces sols limoneux et argilo-limoneux sont dits de Hagerstown et de Hublersburg.

La litière forestière n'est pas enlevée, et les mauvaises herbes comme l'herbe ne sont pas coupées dans les zones non cultivées ; la litière améliore la capacité d'adsorption pour l'irrigation en hiver.

La zone agricole est située à la lisière occidentale de la partie "Ridge and Valley" de la province des Appalaches ; un cours d'eau y circule, le "Spring Creek", à faible débit, qui draine la vallée de Nittany.

La nappe est profonde, de 30 à 90 m, sous les zones à aspersion, qui sont des zones de hautes terres. Au cours des années de sécheresse (1962-65), cette nappe a baissé de plus de 18 m.

3) La végétation

Les parcelles sont représentatives de 3 types de végétation : forêt, plein champ et terres cultivées :

- la forêt comporte des bois durs et des conifères :

. bois durs : chênes (blanc, noir, rouge, écarlate), érables, noyers d'Amérique, cerisier noir et cornouiller.
âge moyen de ces arbres : 50 ans
diamètre moyen : 35 cm
hauteur moyenne : 10 m

. conifères : pin rouge, planté sur d'anciennes terres agricoles abandonnées.
diamètre moyen : 17 cm
hauteur moyenne : 5 m.

- les zones de plein champ sont recouvertes d'herbes pauvres, de solidages, de ronces, mais aussi d'épicéas blancs (âgés de 9 ans, abimés par les cervidés).

- la zone agronomique de 28 ha est ainsi aménagée : un assolement maïs-avoine-blé, puis une année de foin (fléole des prés-trèfle rouge, ou fléole-luzerne), mais aussi une partie en prairie permanente (avec le "reed canary-grass").

La zone de loisirs (Gameland) de 80 ha, est couverte de bois durs mélangés, avec notamment des chênes blancs (âgés de 40 ans, d'une hauteur moyenne de 15 m).

Fonctionnement du système d'irrigation

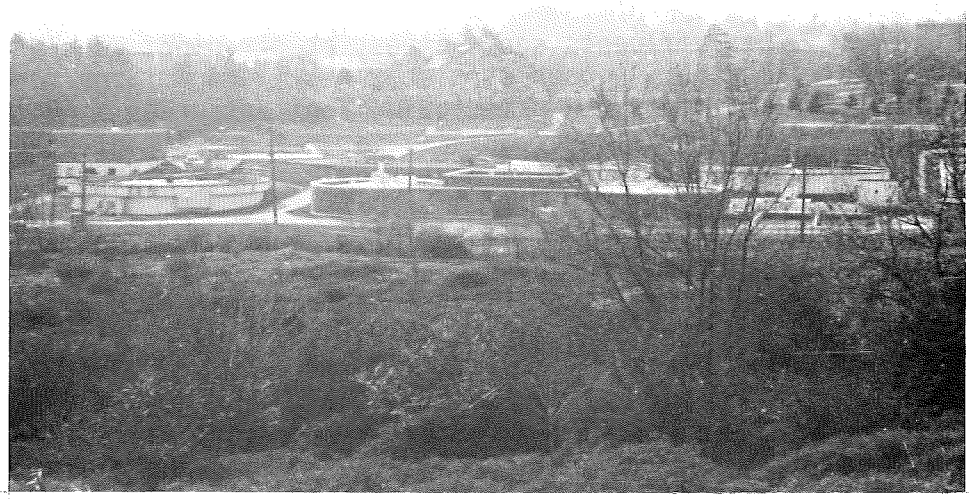
1) Traitement et distribution des effluents

Les effluents proviennent de l'Université en totalité, et de la municipalité pour moitié ; ils correspondent à une population fixe de 13 000 habitants, et une, plus irrégulière, de 20 000 étudiants.

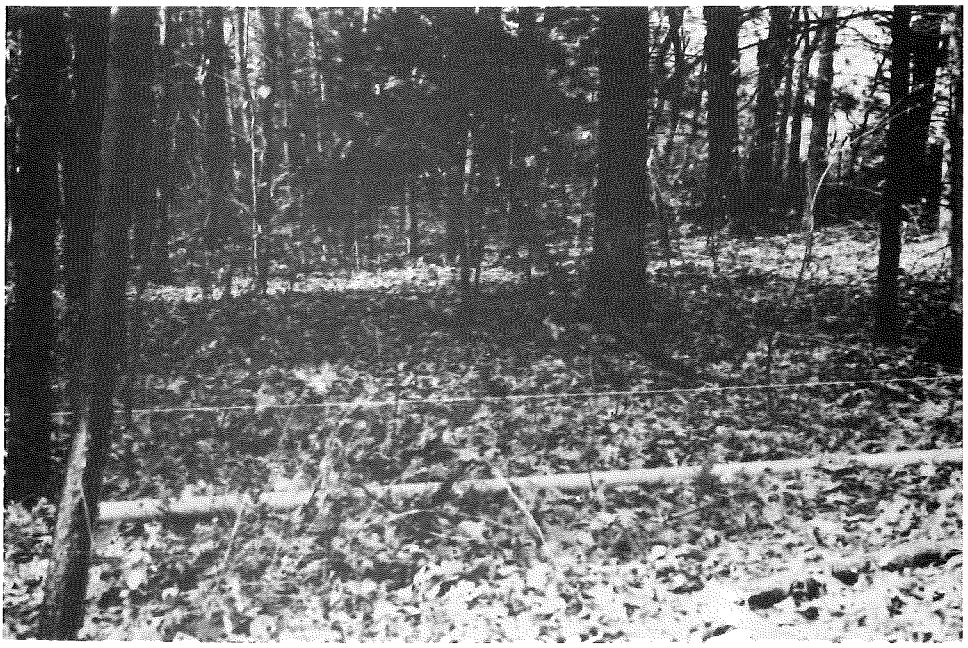
Une station traite ces 15 000 m3/jour d'eaux usées : prétraitement (aération, décantation), puis traitement secondaire (lits de percolation, boues activées et bassins de décantation). La désinfection s'effectue dans des réservoirs pendant 1/4 d'heure environ, puis les effluents sont déversés dans un petit étang. Utilisés pour l'irrigation, leurs caractéristiques sont les suivantes :

Paramètres	Concentration en mg/l moyenne sur 2 ans
Turbidité (unités Jackson)	12
Résidu total	360
Matières en suspension	25
DBO_5	15
Alcalinité (CO_3Ca)	140
N organique	4,9
N ammonium	11,0
N nitrates	5,1
Orthophosphates (P)	5,3
Sulfates	40,0
Chlorures	48,3
Potassium	15,0
Calcium	27,0
Magnésium	13,5
Sodium	41,6
ABS apparent	0,5

PENNSYLVANIA STATE UNIVERSITY
(Pennsylvanie - U.S.A.)



- la station d'épuration qui fournit les effluents



- parcelles expérimentales : irrigation sous bois, avec effluents.

Du point de vue microbiologique, une densité de coliformes totaux de 580/100 ml a été trouvée sur une période d'un an et demi ; aucun virus ne fut isolé à partir d'échantillons prélevés sur la conduite d'irrigation. La probabilité d'une contamination virale est donc nulle, d'autant plus que la filtration par le sol procure un facteur de sécurité supplémentaire.

Les effluents sont pompés, et circulent dans une canalisation avant d'être distribués sur les zones (agronomique, forestière et récréative). Les conduites principales sont enterrées à 45 cm de profondeur, mais, en hiver à cause du gel, les effluents sont pompés en permanence. Le débit et la pression sont régulés automatiquement.

Le tuyau principal de 15 cm de diamètre est en amiante-ciment ; sur les zones irriguées, on utilise des tuyaux fixes en aluminium. Les asperseurs sont placés à une hauteur uniforme pour les zones à "reed canary-grass" et à maïs ; en forêt, ils sont placés entre 90 cm et 1,50 m de hauteur.

L'espacement des sprinklers est variable : 12 x 18 m à 24 x 30 m. Des zones de protection entourent les zones utilisées pour l'irrigation par aspersion, bien que les dangers d'une pollution par aérosols soient considérés comme négligeables.

L'irrigation par aspersion est basée sur un taux d'application de 50 mm/semaine, avec un apport réel continu pendant 12 heures, et une période de repos de 6 jours 1/2. Ce taux se trouve être bien au-dessous de la capacité d'infiltration du sol ; des essais ont été faits avec 25 mm/semaine, jusqu'à 150 mm/semaine. Le nouveau projet utilisant tout le débit de la station de traitement sera basé sur une irrigation à la dose de 50 mm/semaine.

Dans l'étude-pilote, aucune possibilité de stockage des effluents n'était prévue au site d'irrigation. Dans la zone de Gameland, les terres de culture et les forêts sont irriguées toute l'année ; dans la zone agronomie-forêt, l'irrigation est pratiquée de mi-avril à mi-novembre pour la rotation du maïs et la forêt, et toute l'année sur la zone du "reed canary-grass".

Quand l'effluent sera utilisé en totalité, un bassin de stockage est prévu à la station de traitement, dans le but d'assurer une régularisation du débit, pour une dose uniforme d'irrigation.

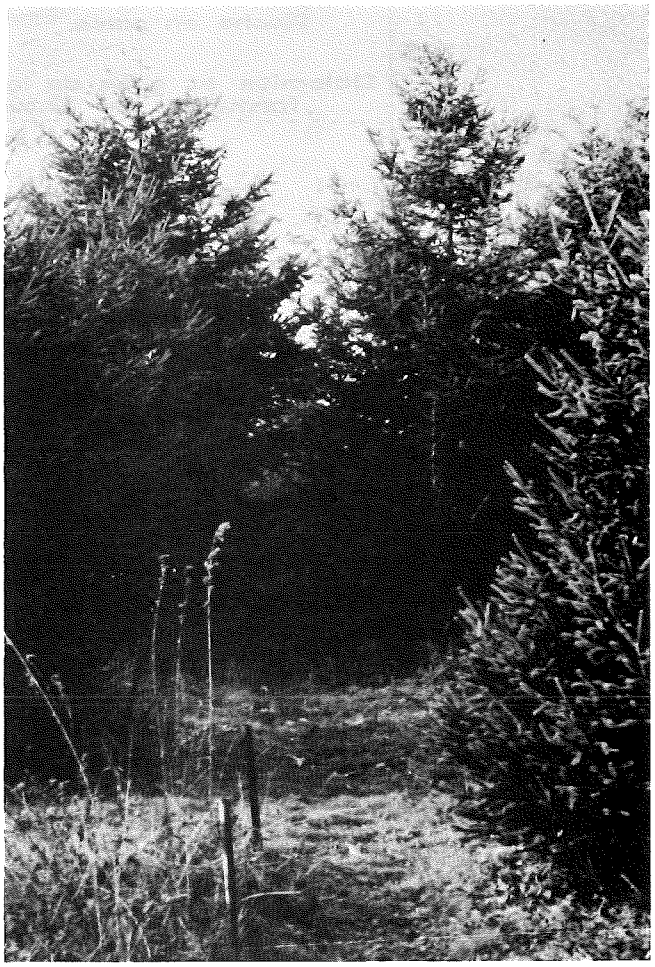
2) Les systèmes de contrôle (voir figure 7)

Dans cette étude-pilote, ils sont particulièrement importants ; ils comprennent :

PENNSYLVANIA STATE UNIVERSITY
(Pennsylvanie - U.S.A.)

Irrigation de forêts, avec effluents :

- sous forêt existante (chênes),

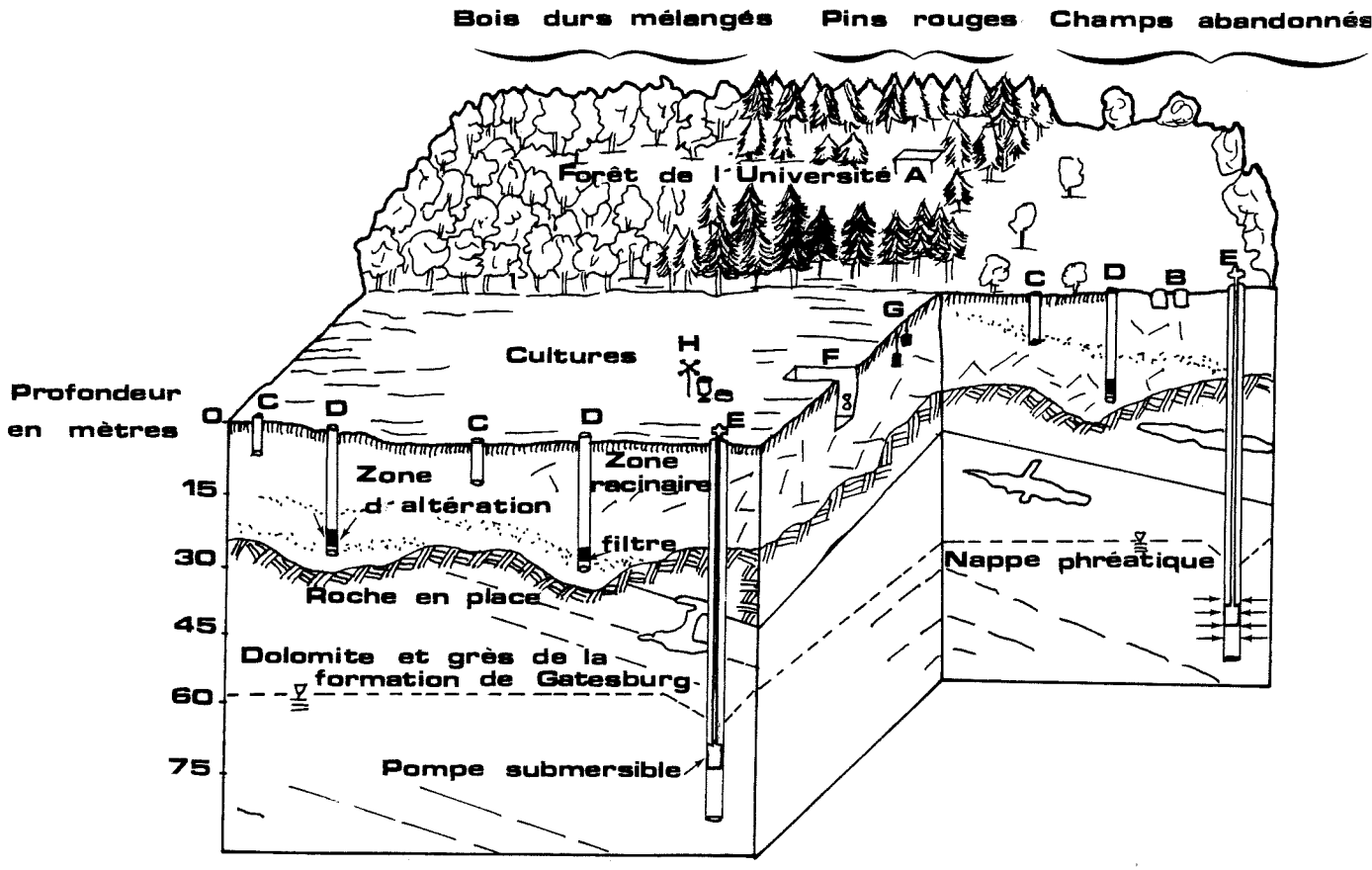


- sous forêt démarrée à la plantation (conifères).

- Figure 7 -

Les différents appareils de contrôle utilisés

(Pennsylvania State University)



A : pluviomètre mesurant la retombée de l'effluent (quand l'aspersion est pratiquée au-dessus des arbres).
B : "lysimètres" (dans la zone racinaire, à une profondeur de 4 cm à 1,20 m).
C : sonde à neutrons pour mesurer les variations d'humidité du sol (de 2,40 m à 6 m de profondeur).
D : puits filtrants à sable "sand-point wells" (pour des mesures dans la zone d'altératic à des profondeurs de 1,80 m à 16 m).
E : puits profonds pour la nappe phréatique (avec des pompes submersibles ou à piston (entre 75 m et 90 m de profondeur).
F : tranchée avec lysimètres à plan incliné ("pan lysimeters") à 30 cm d'intervalle, à des profondeurs d'1,80 m à 5 m.
G : "lysimètres" à aspiration ("suction lysimeters" : genre bougies poreuses), de 1,50 m à 5 m de profondeur.
H : station météorologique.

- des "lysimètres"* : installés par groupes, à des profondeurs variables, pour déterminer les caractéristiques de l'eau du sol ; les échantillons sont prélevés par aspiration.

Des lysimètres à plan incliné (pan lysimeters) sont destinés à capturer l'eau libre du sol, pour déterminer sa qualité ; certains sont installés de façon à recueillir le percolat qui a traversé la litière forestière.

- des puits filtrants à sable : destinés à drainer les eaux souterraines perchées.

- des puits de contrôle : afin d'augmenter le nombre d'échantillons représentatifs de l'eau souterraine, circulant sous les sites d'irrigation.

9 puits profonds furent forés, de 45 à 90 m, afin de contrôler les modifications de la nappe phréatique, qui alimente l'université en eau potable.

3) Les conséquences du fonctionnement

a) sur le matériel

- les orifices des têtes des asperseurs se sont parfois colmatés, mais ils peuvent se nettoyer facilement. Dans quelques cas, les sprinklers à 2 orifices ont été transformés, de façon à n'avoir qu'un seul orifice de calibre plus grand.

- le fonctionnement des asperseurs en hiver ne pose pas de problème, car ils fonctionnent en continu pendant 12 heures, et pendant la période de repos, ils sont fermés et vidés jusqu'à la période suivante.

b) sur la végétation

- lors de l'aménagement du site, la couverture du sol n'est pas modifiée en dehors des zones de cultures, et celle de la forêt est laissée telle quelle, elle n'est pas éclaircie.

- 3 récoltes de fourrage et 1 récolte de maïs sont effectuées chaque année. Les produits récoltés sont utilisés pour l'alimentation des animaux de l'université ; les revenus des cultures reviennent à l'Exploitation du Département Agricole. Aucune limitation n'est imposée en matière de consommation par les animaux, des fourrages irrigués à l'effluent.

* Lysimètres : ce terme est employé ici au sens large, il représente tout dispositif permettant l'étude du mouvement de l'eau dans le sol, et en particulier la production, le drainage et l'évacuation des substances solubles.

- les rendements ont été comparés entre ceux des zones irriguées et ceux des zones non irriguées (les rendements des cultures et la croissance des arbres ont doublé), et pour les zones irriguées, ceux obtenus par irrigation à l'eau, et ceux obtenus par irrigation à l'effluent.

- au cours des années de sècheresse (1962 à 1967) où un déficit de précipitations de près de 1 100 mm a été observé, l'irrigation à l'effluent a été particulièrement spectaculaire.

c) sur les sols et la nappe

- le colmatage du sol n'a pas été un problème grave : quelques petites mares peuvent se former dans les dépressions du contour accidenté des zones irriguées, mais elles s'assèchent au cours de la période de repos de 6 jours 1/2.

- il n'a pas été observé d'effet de ruissellement à la surface du sol, même lors d'une grosse pluie.

- les analyses de sols révèlent une adsorption du phosphore : l'azote est éliminé à la fois par l'exportation par les cultures, et par dénitrification, cependant un peu d'azote peut apparaître dans la nappe. Mais la qualité de la nappe n'est pas atteinte, et l'infection par les virus semble écartée.

- les contrôles sols et nappe sont poursuivis, bien qu'il y ait suffisamment de données pour démontrer l'absence de certains effets néfastes. Le contrôle des nappes par les "lysimètres" à aspiration est particulièrement suivi.

d) protection de la zone irriguée

Malgré quelques précautions (panneaux de signalisation, etc) aucun effort n'a été fait pour en interdire l'accès ; il semble que l'opinion générale soit très rassurée, et considère les dangers d'infection comme nuls ou très minimes.

e) coût

Il est très difficile dans ce système, de donner des coûts de construction et de fonctionnement, car ils sont imprécis du fait de l'objectif scientifique du système ; la nature des recherches implique des coûts non courants, de par leur fréquence.

Pour les 10 années de fonctionnement du système utilisant les 2 000 m3/jour, quelques 2,25 millions de F ont déjà été investis, et le nouveau projet utilisant les 15 000 m3/jour d'effluent, coûtera 10 millions de F environ (non compris le prix du terrain et la construction).

Conclusions

On peut tirer les conclusions suivantes de cet essai-pilote étudié scientifiquement.

1) l'application d'un effluent municipal secondaire traité aux cultures à des doses de 25 à 50 mm/semaine, a eu pour résultat un rendement garanti économiquement, tandis qu'en même temps 60 à 100 % de l'effluent appliqué était rechargé comme eau potable sur un sol limoneux ou un limon argileux bien drainé.

2) l'application d'un effluent municipal secondaire traité à des zones boisées à la dose de 25 mm/semaine, sur un limon ou un sol argilo-limoneux bien drainé, a pour résultat une croissance accrue du diamètre des arbres et une recharge de 60 à 100 % de l'effluent appliqué comme eau potable.

3) l'application d'un effluent municipal secondaire traité à des zones boisées à la dose de 50 mm/semaine, au cours de la saison de croissance est variable dans ses effets suivant le sol et le type de couverture végétale. Sur le limon ou le sol argilo-limoneux d'Hublersburg le pin rouge croissait mal, mais la hauteur de la sapinette, et le diamètre des arbres étaient plus que doublés. Dans la zone du pin rouge, sans végétation au sol, la concentration en azote - nitrates de l'eau du sol à une profondeur de 120cm dépassait la valeur recommandée pour l'eau potable, mais sur la zone de la sapinette, avec une végétation luxuriante au sol, l'azote - nitrates restait bien au-dessous de la valeur de 10 mg/l.

D'autre part, en irrigant tout au long de l'année un sol sablo-limoneux de Morrison bien drainé, couvert d'arbres feuillus mélangés, la croissance du diamètre des arbres était doublée, mais les taux d'azote - nitrates à une profondeur de 120 cm excédaient largement 10 mg/l.

4) après 4 ans, l'application de 100 mm/semaine d'effluent sur un sol limoneux couvert de feuillus adultes, a eu pour résultat une concentration en nitrates de l'eau du sol bien inférieure à la limite acceptable pour l'eau potable, et des concentrations en phosphore guère plus élevées que celles du contrôle.

5) l'élimination par les cultures contribue fortement à la régénération de l'effluent, en éliminant l'équivalent de 20 à 80 % du P appliqué, et 40 à plus de 100 % de N appliqué. Les quantités absolues du phosphore éliminé vont de 11 à 66 kg/ha, et celles de l'azote vont de 40 à 400 kg/ha.

6) le phosphore non utilisé par la culture pendant une période de 7 ans, a été retenu dans les 30 cm supérieurs du sol limoneux de Hublersburg et dans les 60 cm supérieurs du sol sablo-limoneux de Morrison. La concentration en phosphore dans l'eau du sol à une profondeur de 120 cm est restée la même à la fois sur les zones traitées à l'effluent et les zones de contrôle.

PENNSYLVANIA STATE UNIVERSITY
(Pennsylvanie - U.S.A.)

Irrigation de prairies, avec effluents :

- par aspersion,

- par ruissellement.

7) les variations de la qualité chimique de l'eau dans les puits profonds du site (de 50 à 90 m), n'ont pas été significatives pour les zones de culture et de forêt avec les sols d'Hublersburg, mais des augmentations significatives en nitrates et chlorures se produisaient dans un puits sur la zone boisée du limon sableux de Morrison. Les concentrations cependant, sont restées bien au-dessous des limites pour l'eau potable pour ces constituants, et tous les autres paramètres.

8) la composition chimique des cultures récoltées était bien dans les normes de ces cultures, telles qu'elles sont mentionnées dans la littérature. Les cultures de fourrage traitées à l'effluent sont généralement plus élevées en P, N, K, Mg, Cl et Na que les cultures fertilisées, mais non irriguées. C'est aussi vrai pour les cultures de maïs, excepté pour l'azote, pour lequel l'effet du traitement de l'effluent est autant positif que négatif.

9) les principales modifications chimiques du sol, provoquées par le traitement de l'effluent dans le sol de Hublersburg sont :

a) un accroissement important du phosphore extractible dans les 30 premiers centimètres du sol ;

b) une forte augmentation relative, mais une faible augmentation absolue du sodium échangeable, dans les 150 cm supérieurs de sol au moins ;

c) une augmentation importante du magnésium échangeable à une profondeur de 150 cm ;

d) une augmentation significative mais faible en valeur absolue du manganèse échangeable de 90 à 150 cm ;

e) une augmentation significative et importante du chlore extractible dans les 150 cm supérieurs du sol au moins.

10) la concentration en bore de l'effluent et son passage à travers le sol ne constitue aucun danger immédiat ou futur pour la croissance des cultures ou des forêts, ou pour la nappe.

11) les charges hydrauliques en effluent, de 50 mm/semaine l'année durant, ne provoquent pas de ruissellement de surface sur le limon sableux boisé de Morrison, ni sur le limon-argileux de Hublersburg couvert de forêt, ou d'une culture en rotation de maïs, irriguée d'avril à novembre. Mais cette même dose sur ce dernier sol recouvert de prairies a eu pour résultat un ruissellement de surface accru de 100 % quand le sol était gelé.

12) des doses de 50 mm/semaine, sur des zones en pente, à sous-sol peu perméable, pouvaient provoquer une nappe d'eau perchée, un écoulement dans le sens de la pente et un suintement aux cassures de la pente ; dans cette eau percolée, la teneur en phosphore et azote est fortement diminuée.

13) en programmant la charge hydraulique à 25 ou 50 mm/semaine, on maintient des conditions aérobies dans la zone racinaire du sol argilo-limoneux de Hublersburg cultivé en maïs. La nappe d'eau perchée transitoire de la zone à "canary-grass" à 50 mm/semaine, contribue probablement d'une manière importante à la capacité d'élimination des nitrates.

14) un matériel courant, disponible sur le marché, s'avère suffisant pour un fonctionnement continu de l'irrigation, sous les conditions climatiques de la Pennsylvanie, pour les zones de cultures ou de forêts.

15) l'estimation du coût annuel pour un système d'irrigation de ce type comprend :

une station de pompage, une lagune de stockage (avec une capacité égale à 40 fois le débit moyen journalier), le prix du terrain (1 550 F/ha), avec une dose d'effluent de 50 mm/semaine et un système d'irrigation constitué par un ensemble de conduites (en aluminium) espacées de 30 m, des sprinklers espacés de 20 m, la main d'oeuvre, l'énergie, l'amortissement du capital sur une période de 20 ans (avec un intérêt de 6 %), la construction et les faux frais divers,

- il s'élève à 210 000 F. pour 3 800 m3, à 660 000 F. pour 19 000 m3 et à 1 185 000 F. pour 38 000 m3.

16) le coût annuel estimé par unité équivalente d'habitation (3,5 personnes à 380 l/habitant/jour = 1 330 l) en tenant compte des paramètres cités précédemment, va de 60 F/an pour un système de 3 800 m3 à 36 F. pour un système de 38 000 m3.

BIBLIOGRAPHIE

D'ITRI F.M., SMITH T.P., BOUWER H., MYERS E.A., OVERMAN AR ; 1975
"An overview of four selected facilities that apply municipal wastewater to the land. Design Seminar for Land Treatment of Municipal Wastewater effluents".
Prepared for U.S.E.P.A. Technology transfer Program - 1975 -

KARDOS L.T., SOPPER W.E., MYERS E.A., PARIZEK R.R., NESBITT J.B. ; 1974
"Renovation of secondary effluent for reuse as a water resource".
EPA - 660/2 - 74 - 016 - February 1974 -

SULLIVAN R.H., COHN M.M., BAXTER S.S. ; 1973
"Survey of facilities using land application of wastewater".
EPA - 430/9 - 73 - 006 - July 1973 -

1.2. Le "Muskegon County Wastewater Management System" Muskegon (Michigan, U.S.A.)

Introduction

1- Généralités

Le Comté de Muskegon, avec une population d'environ 160 000 habitants, répartis en 6 villes de 20 à 40 000 habitants, plus quelques petites communes excentriques, subit une grave crise économique, en partie due à l'extrême dégradation de son environnement naturel (pollution des lacs et cours d'eau, en particulier).

Le renouveau de l'environnement du Comté de Muskegon est la clé de son développement futur.

Le "Muskegon County Wastewater Management System" a été conçu pour un traitement original des effluents domestiques et industriels, en provenance de la zone urbaine du Comté. Les eaux résiduaires sont pompées vers un site approprié, où elles sont traitées biologiquement dans des lagunes aérées. Après stockage et désinfection, l'eau est utilisée pour l'irrigation ; son passage à travers "le filtre vivant" que constitue le sol, l'épure. Un réseau de drainage assure l'évacuation de l'eau filtrée.

2 - Historique

Le Comté de Muskegon devint un centre urbain prospère dès 1840 ; durant le 19e siècle, son économie était basée presque entièrement sur l'exploitation des forêts de pins. L'industrialisation vint ensuite avec l'expansion des fonderies, mais l'impact de la croissance urbaine du Comté de Muskegon et de l'industrie lourde sur son environnement a été désastreux. Les effets de cette dégradation se sont faits sentir dès 1950.

Les 3 lacs (White, Mona et Muskegon) qui s'écoulent dans le lac Michigan, reçoivent la plus grande partie des effluents urbains et industriels, qui pour la plupart, n'ont subi qu'un traitement primaire ; ces 3 lacs ressentent les effets d'une eutrophisation avancée due à cette alimentation.

La pollution et une main d'oeuvre non qualifiée découragèrent l'implantation de nouvelles firmes dans le Comté. Conscient de ce problème, le Comté s'engagea dans un programme de rénovation, en particulier dans le traitement des eaux résiduaires, qui devint un point primordial du planning, par suite de règlementations inter-états pour la pollution du lac Michigan, statuant que tous les effluents industriels et municipaux devront recevoir l'équivalent d'un traitement secondaire et une réduction de 80 % des phosphates avant la fin de l'année 1972. Le principe retenu par le Comté de Muskegon est l'utilisation des constituants des effluents (eau, phosphates, nitrates, potassium, matières organiques et éléments traces) comme fertilisants. En effet, comme l'ont montré de nombreuses recherches, la terre s'avère être un excellent système pour le traitement des eaux résiduaires. Le système a été conçu pour satisfaire les besoins du Comté en 1992 avec une population de 170 000 habitants, à l'origine d'un débit moyen de 160 000 m3/jour, dont 90 000 m3 d'effluent industriel, soit plus de 400 l par habitant et par jour.

3 - Objectifs

Les objectifs prévus du Muskegon County Wastewater Treatment System sont les suivants :

- réduction de la décharge des effluents urbains et industriels dans les eaux de surface déjà polluées du Comté ;

- régénération effective des effluents industriels et domestiques en eau plus propre, avant de les décharger dans les eaux de surface ;

- récupération et aménagement de terres marginales peu fertiles, en terres agricoles fertiles ;

- stimulation du développement économique du Comté par la progression du tourisme et de l'expansion industrielle ;

- création à l'échelle du Comté, d'une atmosphère de travail pour la progression et la coopération entre municipalités.

Les données de base

1 - Climat

La pluviométrie et la température sont largement influencées par le lac Michigan.

Les précipitations sont modérées, et les moyennes d'environ 760 mm/an ; la moyenne des chutes de neige est de 2,20 m, la plupart se produisant pendant la période de décembre-janvier. La t° moyenne annuelle pour cette zone est de 8°5 avec une moyenne des t° extrêmes de 26°8 en juillet et - 8° en janvier.

La période de gel est assez longue et de l'ordre de 150 jours par an.

2 - Choix du site

De nombreux facteurs étroitement liés doivent être considérés dans le choix du site : le type de sol, la topographie, la disponibilité et l'utilisation du terrain, le réétablissement des résidents, le coût, etc...

Le type de sol, en particulier sa perméabilité, détermine largement la quantité de terre qui doit être utilisée pour traiter un volume donné d'effluent. Les sols du Comté de Muskegon sont presque uniformément sableux, avec des perméabilités élevées, les principales caractéristiques des 4 types de sols prélevés sur le site sont données dans le tableau n° 46 .

TABLEAU n° 46 : CARACTERISTIQUES DES SOLS DU COMTE DE MUSKEGON

Nom du sol	Profondeur de la nappe*	Texture U.S.D.A.	Horizon de labour			
			Passage au tamis n° 4	n° 10	n° 200	pH
Sable de Rubicon	3 à 6 m ou plus	sable	95-100	90-100	0-15	4,5-6,0
Roscommon	30 cm à 120 cm	sable	100	95-100	0-10	5,0-6,0
Au Grès Saugatuck	30 cm à 180 cm	sable	100	95-100	0-15	4,5-6,0
Granby	suivant la saison à/ou près de la surface.	sablo-limoneux	100	90-100	15-25	6,0-7,5

* avant mise en place du système de drainage, prévu pour maintenir un minimum de 1,50 m de sol aérobie pour des doses maxima d'irrigation.

Ainsi, une superficie de terre de 4 500 ha est requise pour le traitement adequat d'un volume déterminé d'effluent.

Une grande zone de terre, relativement improductive et non peuplée était disponible dans la partie Est du Comté, à une distance raisonnable (16 à 19 km) des sources principales d'effluent. Son absence d'utilisation agricole, une faible densité de population (5 habitants au km2) et une faible valeur marchande, attestaient de la qualité naturellement pauvre de cette terre. Cependant, l'ensemble de ces facteurs, était en faveur de son utilisation comme terrain d'épandage.

De plus, la zone était située sur une plaine plate de dépôts glaciaires, avec des pentes de 0 à 6 % réduisant ainsi les problèmes possibles de ruissellement et d'érosion.

Sur ce site, 50 % environ de la superficie était occupée par une chênaie chétive qui avait été défrichée ; le reste était clairsemé avec diverses plantations : pins d'Ecosse, frênes, trembles, forêts de sapins et de chênes, prairies hautes, etc...

Le système de traitement

Il est représente sur la figure 8.

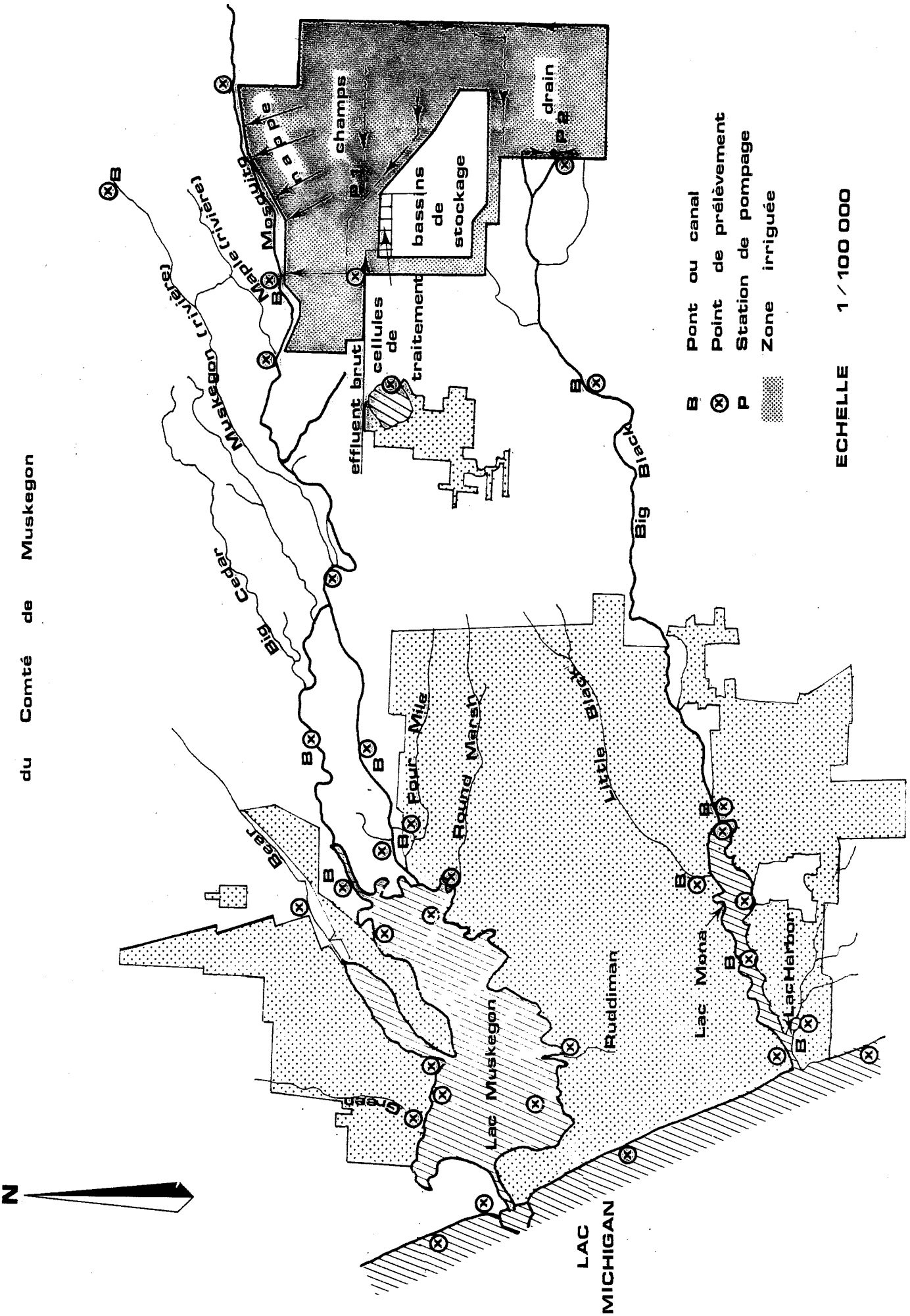


Figure 8 - Situation générale du Système d'Aménagement des Eaux Usées du Comté de Muskegon

Le système de traitement comporte 6 composants de base :

1 - Un réseau de collecte et de transport.

2 - Des cellules de traitement biologique.

3 - Des bassins de stockage.

4 - Un réseau d'irrigation.

5 - Un filtre vivant : le sol.

6 - Un réseau de drainage.

Cette réalisation comprend 2 sous-systèmes indépendants basés sur le même principe, l'un desservant la ville de Muskegon et son voisinage, l'autre desservant la ville de Whitehall et ses faubourgs. Ces 2 sous-systèmes remplaceront 4 stations existantes de traitement des eaux résiduaires avec un débit actuel de 40 000 m3/jour, et élimineront la décharge directe de 5 stations industrielles, représentant un débit journalier de 72 000 m3/jour. Le sous-système de la ville de Muskegon qui est le plus important (160 000 m3/jour) est décrit ci-dessous.

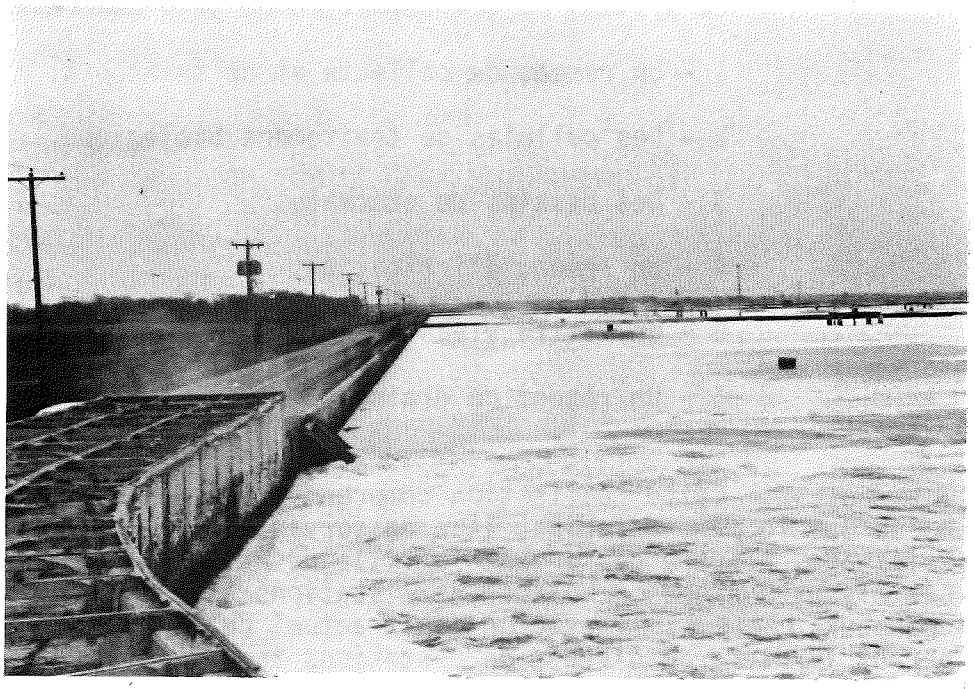
1 - Le réseau de collecte et de transport

Il consiste en un réseau d'égouts, de conduites forcées et de stations de pompage nécessaires à la collecte des effluents en 11 points de l'actuel réseau d'égouts de la ville et des industries. Ce réseau ramène au moyen de 20 km de conduites en béton armé (de 40 à 105 cm de diamètre) et de 6 stations de pompage préfabriquées, les effluents dans une station centrale de pompage. Celle-ci comporte 4 pompes permettant un débit de pointe de 210 m3/mn, qui évacue les eaux résiduaires vers le site de traitement au moyen d'une conduite de 18 km de long et 1,65 m de diamètre.

2 - Les cellules de traitement biologique

Sur le site de traitement, les effluents sont déchargés dans 3 cellules de traitement aérobie ; chaque cellule a 32 000 m2 de surface et une profondeur utile de 4,6 m. Dans chaque cellule (figure 9) l'aération et le mélange sont effectués par 12 aérateurs de surface, et 6 unités de mélange, soit une puissance totale de 1 000 chevaux. Aérateurs et mélangeurs assurent un brassage maintenant les solides en suspension.

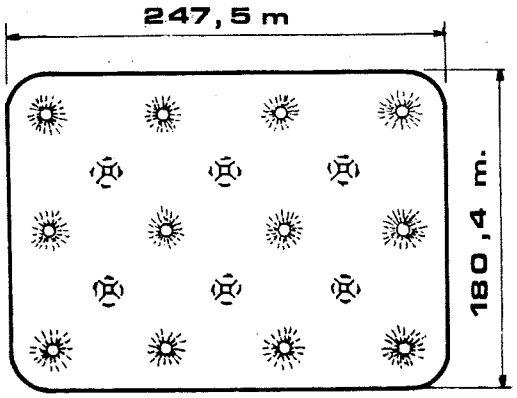
MUSKEGON
(Michigan - U.S.A.)



- arrivée des effluents et 1ère lagune aérée.

- une des lagunes aérées, avec ses aérateurs et mélangeurs.

Figure 9 : Disposition des aérateurs et mélangeurs dans une cellule de traitement



Le temps de rétention de 3 jours doit permettre une diminution de la DBO de 70 à 90 %.

L'ensemble de ce traitement permet d'obtenir une qualité d'effluent comparable à celle obtenue dans un traitement secondaire conventionnel.

Eventuellement, une sédimentation après traitement biologique peut s'opérer dans un bassin de décantation, identique à une cellule (durée de rétention : 1 jour) ; les boues ainsi obtenues pourront servir d'amendement.

3 - Les bassins de stockage

Après traitement aérobie et décantation, les effluents sont envoyés dans 2 bassins de stockage où la décantation s'achève ; l'eau stockée sert à l'irrigation. Le volume de stockage est calculé très largement, si bien qu'il n'est pas nécessaire d'irriguer durant les périodes de fortes pluies ou par temps de gel. Chaque bassin de stockage a une surface de 345 ha, une profondeur utile de 2,70 m, et la capacité totale pour les 2 bassins est de 19,5 millions de m3. Outre le stockage, ces bassins permettent l'assimilation et la biodégradation des déchets toxiques industriels, ainsi qu'un traitement conduisant à la stabilisation des effluents.

Grâce au bassin de décantation, les bassins de stockage peuvent être évités. Ainsi, lorsqu'on le désire, les effluents en provenance du traitement biologique peuvent être directement traités dans ce bassin, avant d'être utilisés pour l'irrigation. Dans tous les cas (utilisation des effluents stockés ou non), les effluents sont envoyés dans un bassin, qui sert de bassin de repos, avant d'être désinfectés et utilisés pour l'irrigation.

L'immense bassin de stockage (figure 10) est construit spécialement pour empêcher l'effluent de s'infiltrer dans la nappe. Une couverture d'argile, épaisse de 20 cm, recouvre le pourtour des bassins ; combinée avec la présence d'une couche naturelle d'argile imperméable à 18 m de profondeur, elle réduit la percolation par le fond du bassin, et oblige l'eau à se déplacer horizontalement. De plus, pour empêcher l'infiltration dans la nappe, à l'extérieur du site de traitement, un fossé de drainage encercle les bassins, et 7 puits de drainage sont placés au-delà de ce fossé. L'eau collectée dans le fossé ou retirée des puits retourne aux bassins de stockage.

Après le bassin de sortie, les effluents traités sont désinfectés par chloration avant irrigation ; la dose de chlore est telle qu'elle permet une réduction du nombre total de coliformes à moins de 1 000 par 100 ml.

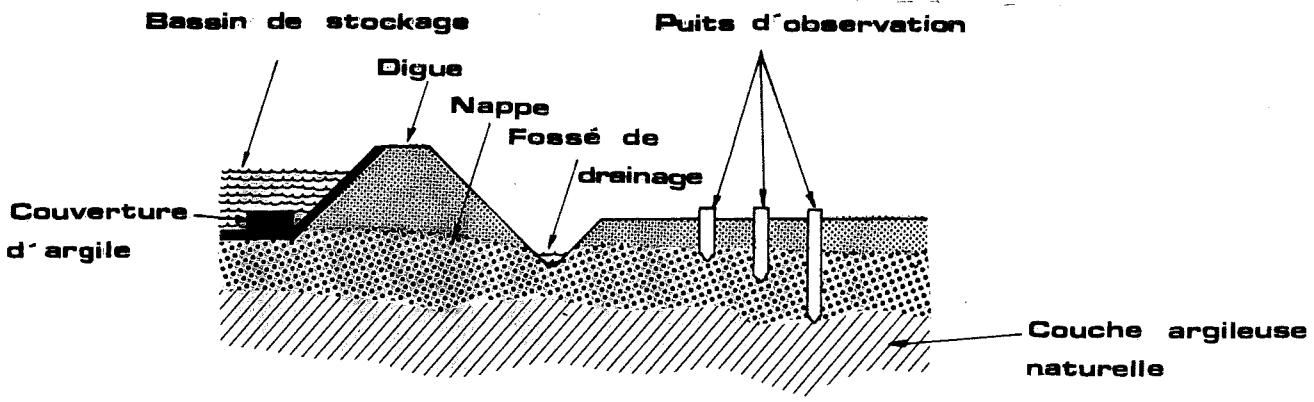


Figure 10 : Schéma du système de stockage et de drainage

4 - Le réseau d'irrigation

2 400 ha entourant les cellules de traitement et les bassins de stockage sont irrigués ; une forêt les recouvrait et la moitié a été déboisée, dans un premier temps.

Après désinfection, les effluents sont envoyés dans 2 canaux à ciel ouvert, vers 2 stations de pompage ou d'irrigation. Ces stations sont connectées à un réseau de canalisations aboutissant à des installations d'aspersion. Ce réseau, constitué de conduites forcées de 15 à 105 cm de diamètre, a une longueur totale de 43 km. L'aspersion est réalisée au moyen de 55 dispositifs, chacun d'eux étant constitué par une tuyauterie munie de diffuseurs, et pivotant autour d'un axe. Les tuyauteries sont supportées par une série de chassis motorisés. Le rayon des systèmes d'aspersion varie de 220 m à 400 m, et la période de rotation peut varier entre 1 et 7 jours. Actuellement, le système d'irrigation est calculé pour pouvoir appliquer 24 000 m3/ha en 7 mois. Ce taux est calculé à la fois sur les besoins nutritifs des cultures et sur les doses possibles d'irrigation : la dose maximum est de 100 mm par semaine (effluents + pluies).

MUSKEGON
(Michigan - U.S.A.)

- fossés de drainage autour des lagunes et poste de pompage.

- irrigation du maïs : les arroseurs géants.

Au cours des premières années, la dose moyenne d'aspersion des effluents est approximativement de 53 mm par semaine, et pourra ultérieurement aller jusqu'à 75 mm par semaine.

La figure 11 donne la répartition des doses épandues en liaison avec la température moyenne.

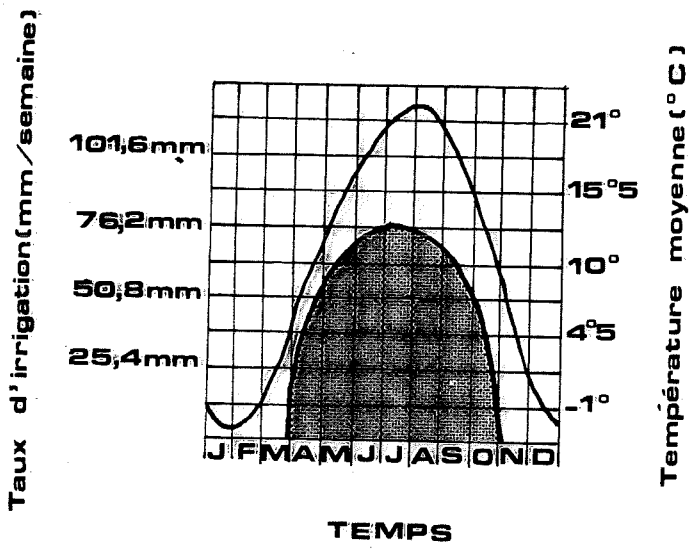
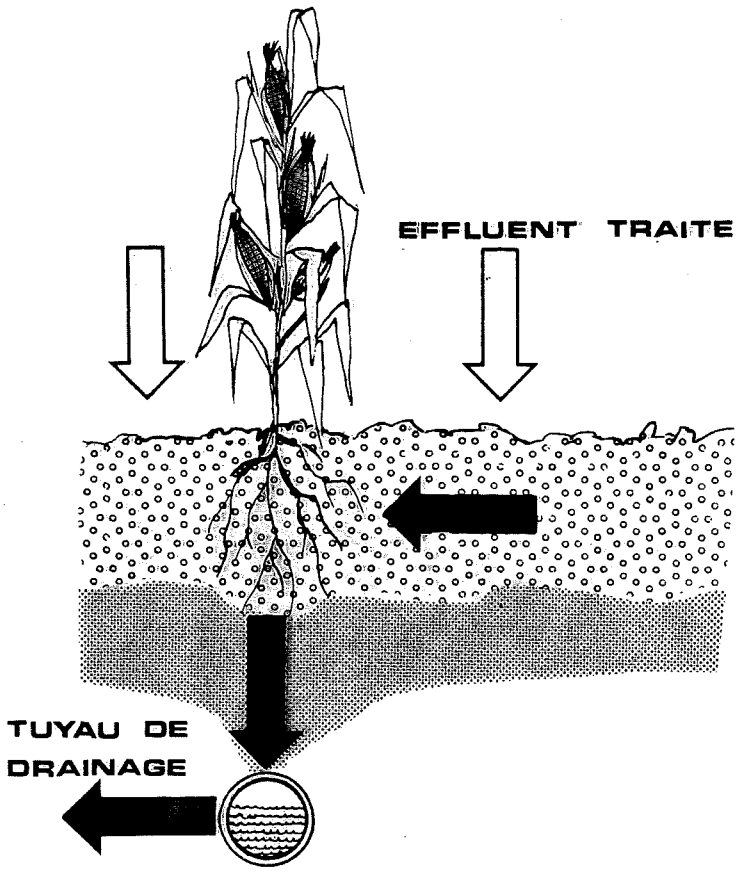


Figure 11 : Courbe de t° et doses d'irrigation apportées au cours de l'année

5 - Le filtre vivant (figure 12)

Le filtre vivant, ou zone aérobie du sol, procure un traitement tertiaire aux effluents. La matière organique est décomposée par les bactéries, et les éléments nutritifs sont utilisés par les plantes ou fixés par le sol. Par exemple, la terre est un récepteur de phosphates ; les matières en suspension sont retenues, et les métaux lourds sont adsorbés par la matière organique et les particules d'argile.

La filtration à travers un sol sableux s'est avérée être une méthode très efficace d'élimination des virus contenus dans les effluents. Les virus, chargés négativement quand le pH des effluents est entre 6,0 et 9,0, sont fixés par les particules de sol de signe opposé ; ils sont retenus assez longtemps pour être décomposés en protéines inoffensives.



- Les bactéries du sol : consomment la matière organique.

- Les particules de terre : absorbent les matières polluantes et les virus, filtrent mécaniquement les matières en suspension.

- Le système racinaire : prélève les élements nutritifs.

Figure 12 - TRAITEMENT PAR LE SOL DE L'EFFLUENT EPANDU

6 - Le réseau de drainage et le rejet

Après percolation à travers le sol, l'eau est collectée dans un réseau de drainage. Ce système comprend 35 puits d'observation et des drains disposés tous les 150 m ; ces drains aboutissent dans des collecteurs principaux, et ceux-ci se déversent dans des fossés. L'ensemble comporte 30 km de drains principaux, 16 km de fossés de collecte et 2 stations de pompage. Ce réseau de drainage contrôle le niveau de la zone de saturation ou de la nappe, et le sens du mouvement de la nappe. Les drains latéraux se trouvent entre 1,50 m et 2,60 m de profondeur et le réseau collecteur entre 3,60 m et 4,50 m ; l'ensemble de ce réseau est situé au-dessous du niveau naturel de la nappe phréatique (variant de 0 à 2 m). Ainsi les risques de fuite d'eau épurée vers la nappe phréatique se trouvent pratiquement exclus.

L'efficacité du système de traitement des effluents sera contrôlée en permanence pour assurer la protection de l'alimentation de la nappe près du lieu d'irrigation ; 300 puits d'observation situés autour du périmètre irrigué permettent d'évaluer la qualité de la nappe à différentes profondeurs.

Après que l'eau ait été collectée par drainage, elle est rejetée dans le système rivière Mosquito - rivière Muskegon - lac Muskegon au Nord, et le système rivière Black - lac Mona au Sud, la destination finale étant le lac Michigan.

Efficacité et coût du système

1 - Efficacité du traitement

Le Muskegon County Wastewater Management System est prévu pour se conformer ou surpasser toutes les normes présentes ou à venir se rapportant à la qualité de l'eau, du gouvernement Fédéral et de l'Etat de Michigan.

Ce système fonctionne depuis mai 1973. Les résultats et le contrôle des opérations menés en 1974 et 1975 montrent que le système traite les effluents d'une façon efficace et économique.

Le tableau n° 7 mentionne les paramètres physico-chimiques et bactériologiques de l'effluent, depuis sa sortie des égouts jusqu'à son rejet dans les cours d'eau ; ces résultats analytiques sont des moyennes pour l'année 1974.

On constate en particulier qu'à l'endroit du rejet : la DBO passe de 220 à 2-3 ppm, la DCO est réduite de 550 à 30 ppm, l'azote total de 9 à moins de 3 ppm, les phosphates passent de 7 à moins de 0,1 ppm et le potassium de 11 à 4 ppm, le calcium et le magnésium restent constants, le sodium subit une forte réduction.

TABLEAU n°47 : EFFICACITE DU TRAITEMENT (MUSKEGON): Moyenne des résultats pour 1974.

Paramètres	Effluent	Rejet		Lagunes de stockage		eau de drainage	Cours d'eau	
		Cellule 1	Cellule 2	Est	Ouest		Mosquito	Black
DBO_5 en ppm	220	105	65	20	5	2,2	2	2
O_2 dissous en ppm	0	1	2	3	8,5	2 à 9	9,5	1,6
Température °C	24	24	20	1 à 26	1 à 26	-	1 à 5	12
pH	7,5	7,5	7,6	7,6	8,2	7	7,2	6,8
Conductivité µmhos	1 300	1 100	1 100	1 200	750	600	750	800
Charge totale ppm	1 050	950	1 000	750	550	-	375	700
Mat. volatilisables ppm	500	400	380	300	200	-	160	150
Mat. en suspension ppm	325	250	250	20	10	-	10	30
DCO ppm	550	350	325	140	70	-	30	25
C organique total ppm	140	75	70	30	20	5	10	10
NH_4^+	9,0	6	4	2,5	0,2	0,40	0,45	0,50
NO_3 - NO_2	0,0	0,07	0,1	2,5	0,8	2,8	1,9	1,4
PO_3 - PO_4	6,5	5	5	5	0,7	0,05	0,1	0,05
SO_2 - SO_4	85	100	100	95	70	140	80	320
Cl^-	175	170	170	160	90	50	60	18
Na^+	150	150	150	145	85	40	40	7
Ca^{++} ppm	70	70	70	65	60	70	60	110
Mg^{++}	16	16	16	16	16	25	20	40
K^+	11	11	11	11	6	2,8	5	2,5
Fe	1,25	0,75	0,75	1,0	0,7	4,0	0,08	0,4
Zn	0,9	0,5	0,5	0,25	0,15	0,06	0,1	0,2
Mn	0,25	0,25	0,25	0,25	0,08	0,15	0,08	0,4
Turbidité : unités Jackson	-	-	-	-	2,8	0,1 à 50	4,5	-
Coliformes totaux n/100 ml	-	-	-	-	0 à $1,3 \times 10^5$	10 à 1 000	40 à $1,5 \times 10^4$	-
Coliformes fécaux " "	-	-	-	-	0 à 2 400	0 à 440	1 à 1 500	-
Streptocoques fécaux "	-	-	-	-	0 à 2 300	2 à 700	7 à 5 500	-

2 - Production agricole

Les effluents du Comté de Muskegon sont utilisés pour irriguer des cultures, sur 2 500 ha de sols sableux (les caractéristiques ont été données précédemment).

En 1974 et 1975, on a pu constater que sur ces sols, et avec des doses élevées d'effluents (75 à 100 mm par semaine), le maïs poussait bien. On avait un bon rendement avec un engrais équilibré, principalement en azote (des études préliminaires ayant démontré qu'une fertilisation azotée réduisait au minimum le lessivage de l'azote). Pour 1992, les taux estimés en N et P seront approximativement et respectivement de 190 kg/ha/an et 62 kg/ha/an ; pour 1973, les taux estimés étaient environ la moitié de ceux-ci.

Au cours des premières années, certaines céréales nécessiteront l'addition d'engrais azotés, mais en ce qui concerne le phosphore, l'effluent traité dépasse les besoins de certaines cultures, dans ce cas, l'excès sera absorbé par le sol lui-même. Le programme expérimental portant sur les 5 premières années, permettra d'explorer les possibilités du système (choix des cultures par exemple, céréales, prairies, etc...)

Les conditions du champ, du sol et du drainage s'améliorant, le rendement de la culture s'améliorera aussi fortement ; c'est ainsi que le rendement de la culture du maïs en 1975 a été estimé au double de celui de 1974. Le drainage doit être amélioré afin d'empêcher la formation d'eaux stagnantes, d'éviter que les arroseurs géants ne s'enfoncent dans le sol, et d'obtenir de bonnes conditions en champ pour des pratiques optima de culture.

Les expériences de production agricole, avec le projet actuel d'irrigation ont donné des récoltes avec des revenus de 900 F. à 1 200 F. par ha. Les coûts d'exploitation étant estimés de 380 F. à 500 F. par ha, le revenu net de l'exploitation agricole s'établit donc de 500 F. à 700 F./ha, soit au total 1,1 à 1,8 millions de F. par an.

3 - Coût et financement

Le coût total du projet comprenant la propriété foncière, la construction, l'étude et les frais généraux est estimé à 210 millions de F., l'acquisition des terrains (4 000 ha) représentant 10 % environ du prix.

Le coût total s'avère comparable au coût d'une station classique de traitement des effluents, de même capacité, et à performances égales.

Le Département des Travaux Publics du Comté de Muskegon finance et construit le système.

Le coût de l'opération se décompose ainsi :

	Millions de francs
- défrichement, dallage et clôture	9,60
- tuyaux de drainage (15 cm, 20 cm et 25 cm de diamètre)	3,80
- réseau principal de drainage	9,40
- fossés, canaux, stations de pompage	6,45
- réseau d'irrigation	7,25
- permis de construire	1,75
- électricité	2,70
- puits d'observation et de drainage	1,90
- canalisation principale (1,65 m de diamètre)	23,40
- réseau de collecte	16,00
- station de pompage principale	8,50
- stations de pompage secondaires	8,75
- lagunes de traitement et de stockage	44,40
- dispositif d'irrigation	6,85
Coût total de la construction	150,75 millions de F.

L'U.S. Environmental Protection Agency et l'Etat de Michigan accordent une subvention au Comté de Muskegon (participation fédérale : 55 %, participation de l'état : 25 %). L'aide de l'E.P.A. pour des études de recherches a été approuvée pour 5 millions de F. environ, mais peut être portée à 10 millions de F.

La contribution locale est payée à partir d'un emprunt de 80 millions. Le Comté recouvre une partie du capital par l'intermédiaire de contrats avec la participation des villes, des communes, et des industries. Une partie du capital et tous les coûts d'exploitation sont recouverts par une charge usufruitière basée sur le cours du dollar. Le coût total d'exploitation annuelle est estimé à 5 millions de francs environ pour la 1ère année d'exploitation, et à 6,7 millions pour l'année suivante.

Le Comté évalue la charge annuelle pour une famille de 4 personnes à 190 F. Une partie des coûts de l'exploitation peut être défrayée si un profit est réalisé à partir de la vente de produits agricoles.

La Teledyne Triple R. Corporation, une firme privée, est responsable jour après jour de l'exploitation des fermes utilisant le système de traitement. Cette société est payée par le Comté en dehors des revenus provenant du traitement des eaux résiduaires.

Conclusion

Le Comté de Muskegon est la 1ère grande zone métropolitaine des U.S.A. à développer un système complet de traitement des effluents, qui recycle les éléments nutritifs et récupère une eau de qualité comparable à celle de l'eau potable.

Cependant, la première année de mise en route, quelques problèmes techniques sont apparus, essentiellement dans la branche irrigation du projet ; dégâts de la digue, rupture dans les tuyaux d'irrigation sous pression, défauts dans les câbles électriques, odeur désagréable due à la réduction de composés sulfurés. Mais très rapidement ces problèmes ont été résolus et soumis à un contrôle. Quelques modifications dans les opérations ont été apportées, dans le projet même des changements ont été effectués, les réparations faites très soigneusement, et d'autres améliorations générales et mesures préventives prises.

Ce projet de Muskegon est et sera sous contrôle pendant 5 ans ; des études seront financées par l'E.P.A., et réalisées par l'Université de Michigan, l'Université d'Etat du Michigan et le Département des Ressources Naturelles du Michigan. Ces études porteront sur l'évolution des eaux de surface et des nappes, l'efficacité du système pour purifier les effluents, et l'impact social, économique, y compris l'influence sur l'environnement.

Du point de vue agriculture, des études renseigneront sur la meilleure voie pour éliminer une quantité maximum d'éléments nutritifs du sol par les cultures, sur la production et la vente des produits à plus haut rendement, en relation avec un traitement optimum et sans danger des effluents, et sur l'aménagement du sol pour fournir une amélioration maximum.

De nombreuses villes sont intéressées par ce projet de Muskegon, mais l'E.P.A. considère le concept de Muskegon comme une possibilité pour un traitement avancé des déchets, mais certainement pas comme une solution pour toutes les communautés.

Si l'irrigation des cultures avec des effluents urbains est une pratique bien établie dans les zones arides du Sud-Ouest des U.S.A., peu de données ont été utilisables pour prédire les effets à long terme de l'irrigation par aspersion avec des effluents à Muskegon ou ailleurs.

Actuellement, plus de 12,5 millions de F. de fonds de recherche sont engagés ou affectés pour supporter des programmes conçus pour estimer l'efficacité du Muskegon County Wastewater Management System. Les données résultant de ces efforts pourront être utiles dans l'étude d'autres projets d'irrigation par aspersion. Cependant, les problèmes créés par des conditions climatiques différentes, des types de sols, les surfaces concernées et des caractéristiques d'effluents différents etc... exposant l'épandage d'effluents tel qu'il doit être envisagé à l'heure actuelle, ne seront pas maîtrisés sans d'autres recherches sur diverses zones géographiques du pays.

BIBLIOGRAPHIE

BASTIAN R.K. ; 1975 -
"Status of the Muskegon Wastewater Management System".
E.P.A. Project Support Office - 1975 -

BAUER Engineering, Inc, 1973 -
"Muskegon County, Michigan, Wastewater Management".
System n° 1 - Bauer Eng. Inc. Chicago Ill.

CHAIKEN E.I., POLONCSIK S., WILSON C.D. ; 1973 -
"Muskegon sprays sewage effluents on land".
Civil Engineering - ASCE - Mai 1973 -

DEMIRJIAN Y.A., Teledyne Triple R. ; 1973 -
"Muskegon County Wastewater Management System n° 1"
3rd World Congress of Engineers and Architects in Israël -
Tel Aviv - 17-24 décembre 1973 -

DEMIRJIAN Y.A. ; 1975 -
Design Seminar for : "Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents"
Prepared for : U.S.E.P.A. Technology Transfer Program
Muskegon County Wastewater Management System - Octobre 1975 -

1.3. Le Parc de Golden Gate à San Francisco (Californie)

Présentation du Parc

Le Parc de Golden Gate, qui est un des parcs les plus beaux et les plus fréquentés dans le monde, a été implanté sur des dunes de sable du district de Richmond Sunset dans la partie centre-Ouest de la cité de San Francisco.

Il s'étale sur 400 hectares et ses dimensions sont approximativement : 800 mètres orientés Nord-Sud et 5 000 mètres de direction Est-Ouest. Il possède également une enclave située entre Oak et Feelstreet.

Le parc se caractérise par une flore exceptionnelle : des bois, des pelouses spacieuses, des jardins de fleurs et d'arbrisseaux provenant de toutes les parties du monde.

Çà et là vivent des animaux sauvages : bisons, élans, cerfs, ours et de nombreuses variétés d'oiseaux en cage.

Quarante kilomètres de route parcourent le parc ainsi que plusieurs kilomètres de pistes cavalières et de sentiers.

Des lacs, des cascades et des ruisseaux agrémentent ces lieux.

Le Musée de l'ACADEMIE DES SCIENCES, le YOUG MUSEUM, le STEINHART AQUARIUM se dressent dans ce parc.

Historique de l'irrigation

En raison du climat*, de la nature des sols, les irrigations du parc avec des eaux de pluie et des pompages dans la nappe sont insuffisantes.

En conséquence, il y a quelques années, avant que l'aire résidentielle contiguë à la partie Ouest du parc ne soit construite, des eaux d'égout brutes furent utilisées pour irriguer par des fossés certaines aires. Elles provenaient de Fulton Street au Nord et de Lincoln Way au Sud.

Cette technique inesthétique et les odeurs occasionnées donnèrent lieu à des plaintes lorsque des gens vinrent vivre dans le voisinage. Malgré le besoin en eau, cette pratique fut abandonnée.

* Voir tableau n° 48

TABLEAU n° 48 : DONNEES CLIMATIQUES DE SAN FRANCISCO

1 - Pluviométrie

Moyenne des précipitations (1849 - 1937) 85 % de novembre à mars	550 mm
Minimum (1950 - 1951)	170 mm
Maximum (1961 - 1962)	1 180 mm

2 - Température

Moyenne	13 °C
Minimum	10°C
Maximum	17°C
Moyenne du mois le plus froid	7°C
Moyenne du mois le plus chaud	20°C

3 - Masses d'air

Grande régularité d'Ouest vers le Sud-Ouest

Vitesse moyenne	15 km/h

4 - Brouillard

34 jours par an : léger brouillard

8 jours par an : brouillard dense

5 - Ensoleillement

68 % de la durée du jour

En 1926, en raison du coût de l'eau, la commission du parc prit à nouveau en considération les possibilités de réutiliser les eaux d'égout, à condition qu'elles puissent être employées avec satisfaction quant aux conditions d'esthétique et d'hygiène pour l'irrigation.

En 1932, des dispositions furent prises pour la construction d'une station à boues activées ayant une capacité nominale de 3 800 m3 par jour.

Elle fut complétée par une station de chloration.

L'extraordinaire fréquentation du parc exige que les traitements s'opèrent sans nuisance due aux odeurs et aux bruits et que l'effluent soit clair, stable et sain du point de vue hygiène.

Dans la pratique courante, il était (1933-1934) appliqué à l'effluent 44 litres de chlore par jour.

Les équipements pour le traitement de l'effluent et l'irrigation

Les équipements pour le traitement des eaux d'égout et l'irrigation comprennent :

- une dérivation de l'égout de "Lincoln Way" à la 20 ème avenue.

- une conduite vers la station de traitement.

- une station de traitement à boues activées ayant une capacité de 3 800 m3 par jour.

- deux postes de chloration de 700 m3.

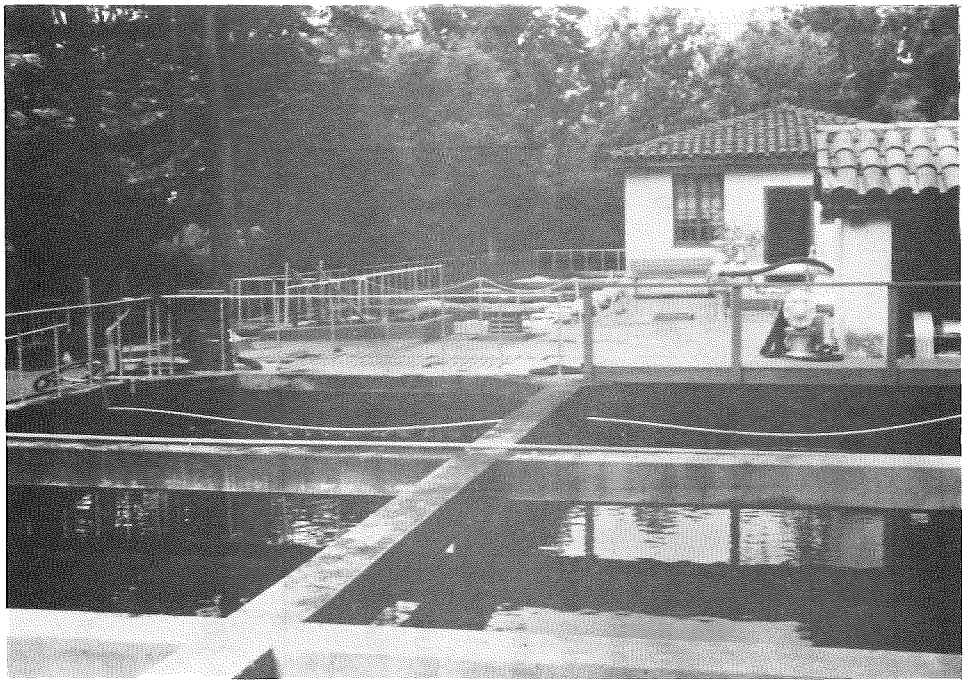
- des conduites de déversement dans les lacs de Elk, Mallard et Metson.

- un ruisseau artificiel avec des cascades amenant l'eau du lac de Metson au lac le plus méridional de Chain of Lakes éloigné de un kilomètre.

- une conduite sous pression avec des tuyaux d'irrigation pour le stade.

- des fossés pour irriguer occasionnellement les bois Est et Sud Est du lac de Metson.

Les lacs de Metson et de Chain of Lakes sont approvisionnés par des eaux pompées dans la nappe et stockées dans le lac de Stow, ainsi que par des effluents.

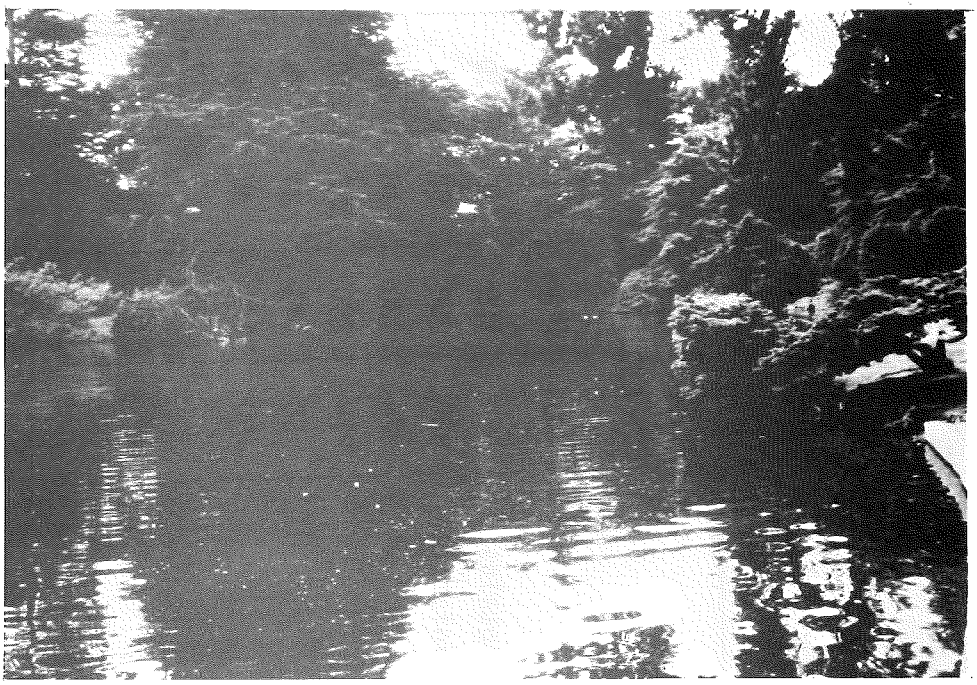


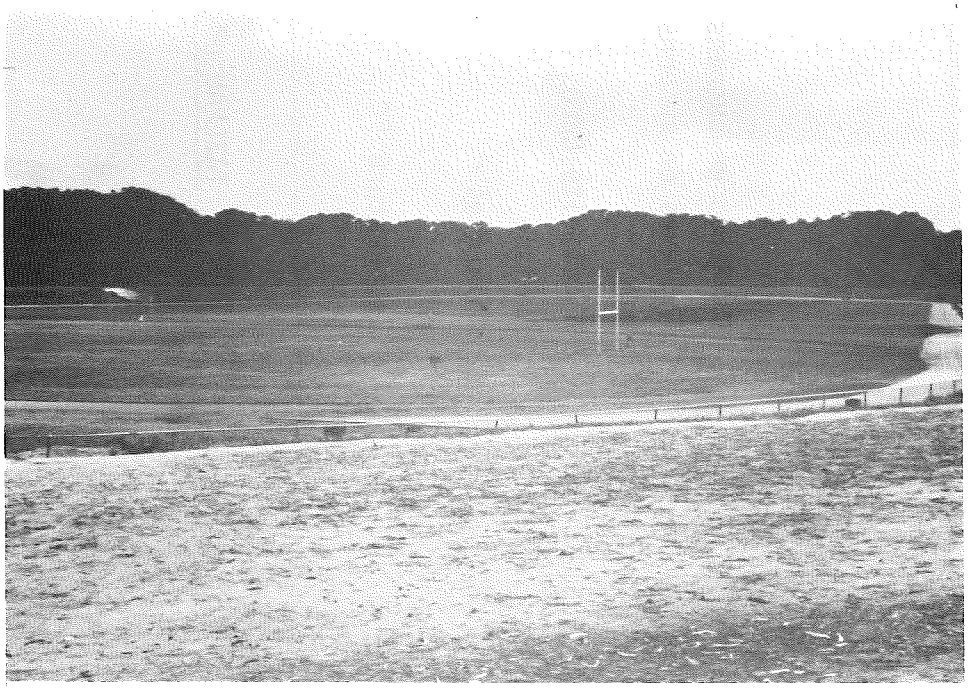
GOLDEN GATE PARK

(San Francisco - Californie - U.S.A.)

- la station d'épuration à boues activées, qui date de 1932.

- lac de Metson (approvisionné par :
  . des eaux pompées dans la nappe
  . des effluents)





- irrigation avec les effluents, de la pelouse du parc des sports.

	Effluent brut				Effluent traité non chloré				
	8/33 à 3/34			8/32 4/33	8/33 à 4/33				8/32 4/33
	Moy.	Maxi	Mini	Moy.		Moy.	Maxi	Mini	Moy.
Matières en suspension totales	480	900	190	410	Idem	27	180	0	15
Matières en suspension volatiles	380	860	90	-	Idem	17	100	0	-
DBO_5	320	480	210	400	Idem	15	85	0	10
Alcalinité $CaCO_3$	270	290	260	270	O_2 dissous	2,0	5,4	0,2	1,7
Graisse	38	41	24	39	Idem	-	9	-	-
Chlorures	90	100	85	80	Stabilité	95	96	-	-
pH	7,2	8,0	6,8	7,3	Idem	7,2	7,5	6,8	7,3
Température °C	20°8	25°	19°	-	Idem	19°7	22°2	16°5	-

TABLEAU n° 49 : CARACTERISTIQUES DES EFFLUENTS DU PARC DE GOLDEN GATE (en mg/l).

Les périodes d'irrigation

Trois cents hectares de parcs sont irrigués habituellement d'avril à octobre ; certaines années cette période d'irrigation s'est prolongée jusqu'en décembre.

La station de traitement fonctionne en général de la mi-février jusqu'en novembre et produit environ un tiers de l'eau nécessaire à l'irrigation des trois cents hectares.

La durée de l'irrigation varie entre une heure et demie et trois heures et apporte environ 25 millimètres d'eau soit 250 m3 par hectare.

Elle se produit généralement une fois par semaine.

La qualité de l'effluent

Les caractéristiques de l'effluent en 1932 - 1933 - 1934 sont données dans le tableau n° 49.

Incidence sur l'environnement

Il est signalé que les lacs sont généralement envahis par des algues et leurs eaux ont une couleur verte. La croissance des algues paraît stimulée par l'azote et le phosphore contenus dans l'effluent.

BIBLIOGRAPHIE

GILMAN HYDE Ch. ; 1937 -
"The beautification and irrigation of Golden Gate Park with activated sludge effluent".
Sewage Works J. 9 929 - 941.

KERR S. ; 1974 -
"Land application of sewage effluents and sludges : selected abstracts.
E.P.A. 660/2 - 74-042, June 1974 -

MARTIN B. ; 1951
"Sewage reclamation at Golden Gate Park".
Sewage ind. Wastes 23 , 319 - 320

POUND E., CRITES R. THOMAS R., KERR S. ; 1973 -
"Wastewater treatment and reuse by land application" Vol. II
E.P.A. 660/2 - 73-006b, August 1973 -

1.4. Le système d'irrigation par aspersion de la ville de Tallahassee (Floride U.S.A.)

Introduction

Ce système représente le type même d'étude tendant à rechercher la dose maximum d'irrigation pour une meilleure utilisation de l'effluent, afin de ne rejeter que des eaux bien épurées dans les eaux de surface, et protéger l'environnement.

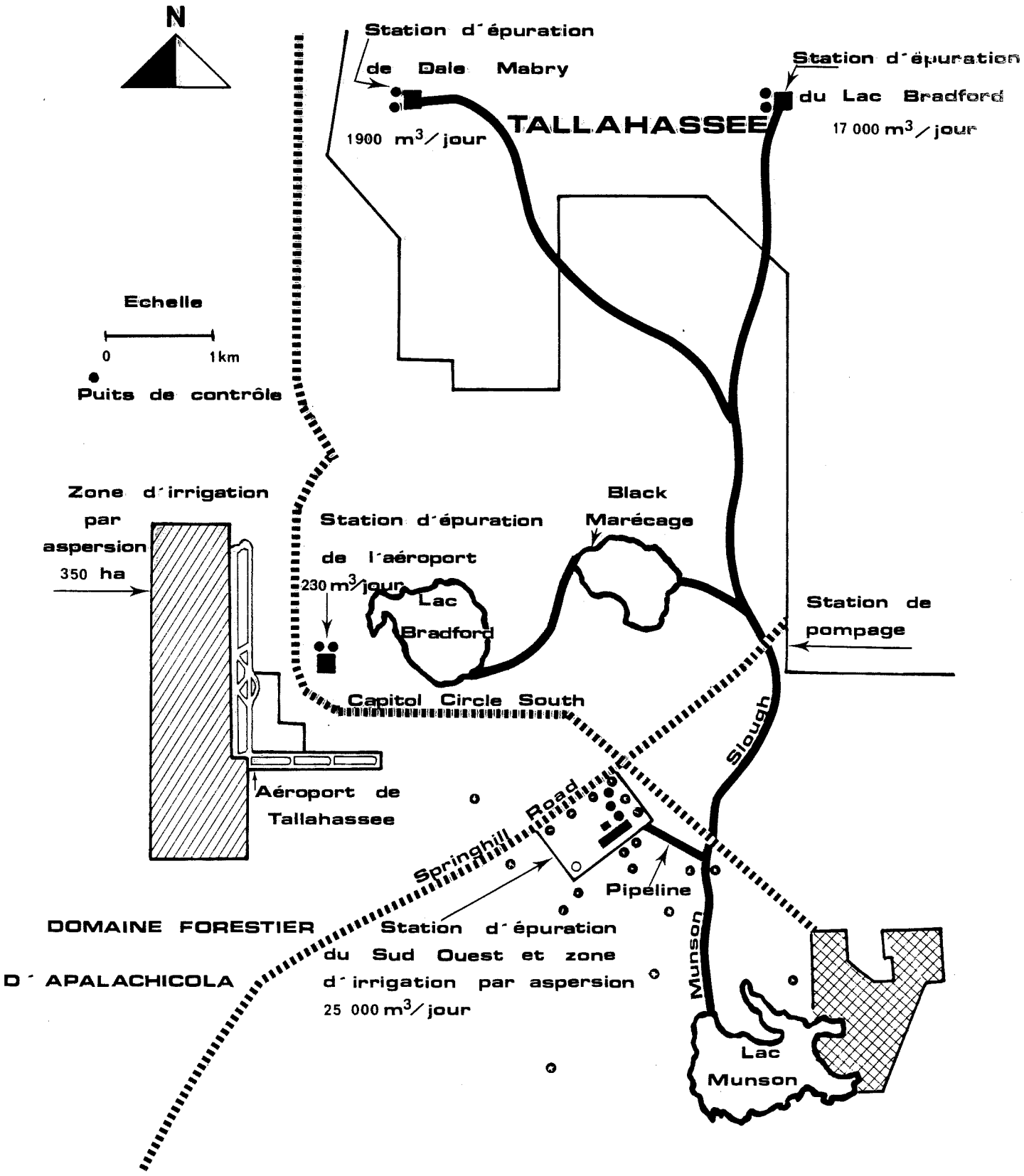
L'histoire de l'irrigation à Tallahassee débute en 1940, date à laquelle 2 stations d'épuration (celle du lac Bradford de 17 000 m3/jour, et celle de Dale Mabry de 1 900 m3/jour) commencèrent à fonctionner. L'effluent était déchargé dans un cours d'eau, qui se déversait lui-même dans le lac Munson, non loin de là ; mais petit à petit, ce cours d'eau, qui recevait aussi les pluies d'orage de la ville, s'engorgea, et l'eutrophisation s'installa et se transmit au lac.

En 1961, une autre station de traitement était mise en route (traitant 230 m3/jour), desservant l'aéroport municipal, et des expériences au champ sur cette station démontrèrent qu'il était possible d'irriguer avec l'effluent, en utilisant des doses élevées de 100 mm/semaine.

En 1965, une nouvelle station d'épuration dite station du Sud-Ouest, était construite près de l'aéroport, où les conditions de sol et de nappe étaient semblables à la parcelle expérimentale d'irrigation. Cette station traite actuellement 9 500 m3/jour, et il est prévu de la porter à 40 000 m3/jour ; le traitement est assez poussé, il comporte : un broyage très fin, un dégrilleur, un décanteur primaire, un filtre, un décanteur final, un réservoir pour la chloration, un bassin de stabilisation, un champ d'épandage pour l'irrigation par effluent et pour terminer, un déversoir vers le lac Munson. La règlementation de l'état de Floride exige que l'effluent traité soit chloré avant d'être déchargé dans les eaux de surface, ou appliqué au sol par aspersion. Le lac Munson, continuant à se dégrader, la ville développe un autre site d'épandage de l'effluent de 350 ha.

L'ensemble des installations est représenté sur la figure 13.

En 1972, l'E.P.A. décide d'entreprendre une étude sur 3 ans, afin de connaître les différentes réponses des cultures et des forêts en fonction de la dose d'effluent apportée, et de contrôler la nappe ceci pour étendre éventuellement cette pratique à d'autres municipalités de la Floride, le but principal étant la protection de l'environnement.



- Figure 13 -

TALLAHASSEE : LES STATIONS D'EPURATION ET LES ZONES D'IRRIGATION

TALLAHASSEE
(Floride - U.S.A.)

- la station d'épuration du Sud-Ouest et les zones irriguées par aspersion.

- irrigation de forêts (peupliers) avec effluents.

Fonctionnement du système

1 - Choix du site

La station d'épuration est située sur un terrain qui faisait partie du Domaine Forestier d'Apalachicola.

Géologiquement, il correspond aux collines du lac Munson, zone de plus de 10 000 ha en bordure Ouest de la plaine karstique de Woodville. La station de 81 ha est située à 15-20 m au-dessus du niveau de la mer, et la nappe phréatique est à 12 m de profondeur environ.

Le sol est surtout constitué par un sable à quartz fin, dit de Lakeland, à forte capacité d'infiltration : 75 à 100 mm/heure. La teneur en matière organique est faible : 1 à 2 %, ainsi que sa teneur en argile : moins de 5 %.

La végétation naturelle reflète la faible fertilité du sol : à côté du chêne rabougri, le pin ne pousse pas très bien sur cette zone.

La capacité de rétention de ce sol est faible, et l'eau utile n'est que de 25 mm pour 30 cm de sol. En Floride centrale, la culture extensive du citron sur des sols analogues montre que ces derniers peuvent devenir très productifs, avec une fertilisation et une irrigation appropriées. L'absence d'obstacle à l'enracinement profond, et leur perméabilité élevée sont favorables à une intense production.

Ce sable jaune quartzeux a une épaisseur de 6 à 7,50 m, sous lequel se trouve une lentille d'argile (dont l'épaisseur varie de 30 cm à plus de 3 m), puis une nouvelle bande de sable de 3 m recouvre la roche calcaire.

Le climat est du type subtropical, à hiver doux et à été chaud et humide. La pluviométrie moyenne annuelle dépasse 1 500 mm, et elle est à peu près répartie tout au long de l'année, avec cependant des pluies plus importantes en été. La température moyenne annuelle est assez élevée : 21° environ, avec un minimum en janvier (autour de 13°) et un maximum en juillet (autour de 28°). L'évapotranspiration annuelle est importante : 1 400 mm.

2 - La station de pompage et le champ d'irrigation

La station de pompage qui approvisionne en effluent le champ d'irrigation est située près de la chambre à chlore ; quand le débit de cette chambre dépasse la capacité de la pompe, l'excès d'effluent s'écoule dans un bassin de stabilisation.

Le réseau d'irrigation est composé de canalisations principales de 15 à 20 cm de diamètre, et de canalisations latérales de 5 cm de diamètre, le tout en aluminium. Les sprinklers sont espacés de 30 m, et délivrent en moyenne une dose d'effluent de 11 mm/heure.

Les parcelles sont de 1,6 ha, et 2 parcelles suffisent pour un débit de 3 800 m3/jour : les prairies, en particulier ont été expérimentées sur cette base.

En 1971, les effluents de la station du lac Bradford pouvaient être transportés à la station du Sud-Ouest, et servaient à irriguer des forêts ; avec une forte dose de 2 350 m3/jour, ces forêts ne montraient pas de signe d'engorgement, ni de problème d'odeurs.

A Tallahassee, l'étude des champs d'irrigation par aspersion a montré le bon fonctionnement du système, tant dans l'équipement pour le transport et la distribution de l'effluent, que dans les doses apportées et supportées par le sol qui ne provoquent ni engorgement, ni ruissellement. Les canalisations en aluminium semblent cependant un peu fragiles, et la fonte sera préférable pour une canalisation souterraine, quand le champ présentera une certaine dimension. Tout est prévu pour que le fonctionnement soit continu, sans aucune interruption : des pompes de remplacement sont installées, et des cribles auto-nettoyants empêchent les têtes de sprinklers de se boucher.

3) Les contrôles

Un certain nombre de paramètres chimiques et biologiques sont contrôlés d'un bout à l'autre du système.

L'effluent est analysé : pH, conductivité, chlorures, DBO_5, DCO, azote (azote total, ammonium, nitrites, nitrates) phosphates, coliformes totaux et fécaux sont déterminés. 23 puits sont aussi contrôlés et analysés, permettant ainsi de suivre les variations qualitatives de la nappe. Des tubes d'échantillonnage de solution du sol sont installés sur les parcelles d'irrigation à différentes profondeurs : de 15 cm à 5,50 m. Pour des doses de 2 800 m3/ha/jour, les analyses indiquent une diminution de la concentration en orthophosphates de 25 ppm en surface, à 0,004 ppm à 3 m de profondeur. La plus grande partie de l'azote ammoniacal est transformé en nitrates dans les 60 cm supérieurs du sol ; et quand on peut obtenir une solution du sol à plus de 5 m de profondeur, il est difficile d'affirmer qu'il y a eu dénitrification, ou prélèvement d'azote nitrique par la plante au cours de la percolation de l'effluent à travers le sol.

Quant aux bactéries coliformes, leur taux atteint 10^5 à 10^6/100 ml dans l'effluent, alors que dans l'eau des puits, ce taux est nul, ou de l'ordre de 2/100 ml.

Le danger, par les bactéries et virus de l'aérosol, est considéré comme minime pour les résidences proches de la zone d'irrigation, situées à plus de 1,5 km de la zone de protection ; ce risque n'est donc pas contrôlé.

Les 2 éléments essentiels de la pollution des eaux étant l'azote et le phosphore, ils ont été particulièrement étudiés à Tallahassee.

L'effluent est supposé contenir 25 ppm d'azote total (azote nitrique + azote ammoniacal + azote organique) et 10 ppm de phosphore total. Ces valeurs transformées en quantités apportées sont alors respectivement de : 2,5 kg/ha/cm pour l'azote, et de 1,0 kg/ha/cm pour le phosphore. Un travail antérieur a montré que la totalité de l'azote est transformé par les microbes en nitrates dans les premiers 30 ou 60 cm du sol bien drainé ; mais la dénitrification n'a pas été évaluée sous irrigation par effluent.

Le tableau n° 5 0 mentionne les quantités d'azote et de phosphore apportées, pour des doses variables d'irrigation avec effluent :

Dose d'irrigation (en mm/semaine)	Azote apporté (kg/ha/an)	Phosphore apporté (kg/ha/an)
25	335	135
50	670	270
75	1 010	405
100	1 345	535

TABLEAU n° 50 : APPORTS D'AZOTE ET DE PHOSPHORE EN FONCTION DES DOSES D'IRRIGATION A TALLAHASSEE.

Bilan de l'azote et du phosphore

1) Azote exporté par les prairies

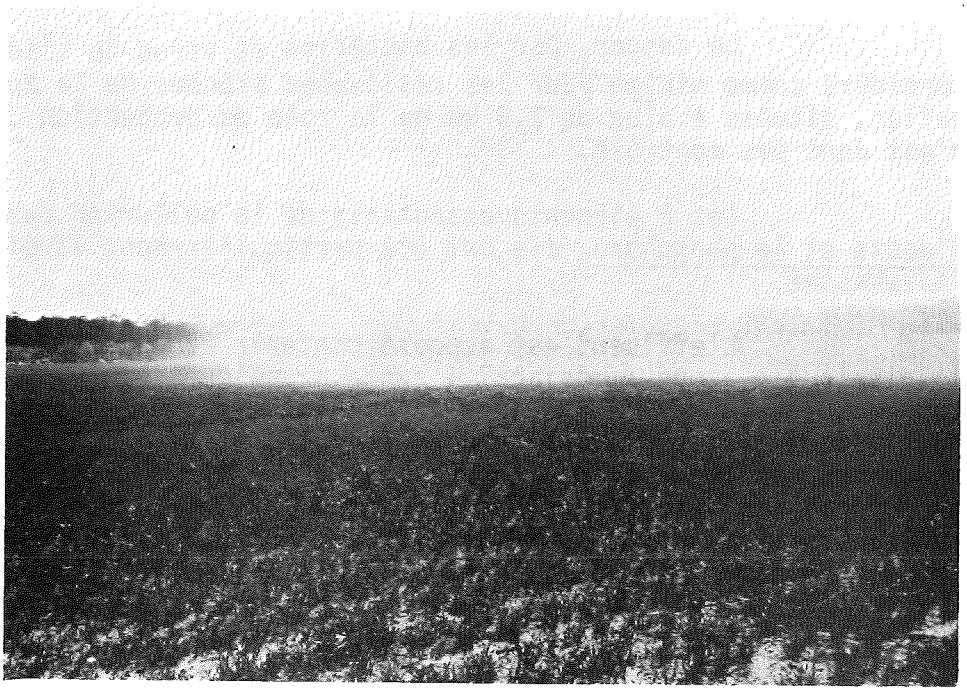
a) Bermuda-grass côtier - ray-grass

D'après les données de Burton*, présentées dans le tableau 61, les rendements de bermuda-grass côtier supérieurs à 25 t/ha peuvent en principe éliminer 500 kg d'azote/ha. L'azote éliminé par le ray-grass peut être estimé de la même manière en se basant sur un rendement de 8 t/ha, 170 kg/ha d'azote peuvent être prélevés par les récoltes.

* BURTON G.W. ; 1973 - Wastes, forages, animals, man. Proceedings Workshop on Land Renovation of Municipal Effluent and Sludge in Florida - University of Florida -

TALLAHASSEE
(Floride - U.S.A.)

Irrigation avec effluents :



- cultures fourragères

- prairie (ray-grass)

TABLEAU n° 51 : EXPORTATIONS D'AZOTE PAR LES PRAIRIES

Azote apporté (kg/ha)	Rendements poids sec t/ha	Teneur en azote (%)	Azote prélevé par les récoltes (kg/ha)
		Bermuda - grass côtier**	
335	24	1,34	290
670	30	1,74	475
1 010	31	1,85	522
		ray - grass**	
450	8,6	2,16	170
		seigle**	
450	6,9	3,39	210

** pour une seule coupe

Ainsi la "rotation" culturale du bermuda - grass côtier en été et du ray-grass en hiver, peut éliminer environ 670 kg/ha/an d'azote. En supposant une dose d'irrigation de 75 mm/semaine d'effluent, à 25 ppm d'azote, 1 000 kg/ha/an seraient ainsi apportés au sol. On en déduit qu'avec la culture alternée bermuda - grass côtier et ray-grass, 67 % de cet azote seraient récupérés.

b) Avec la rotation bermuda - grass côtier - seigle et avec un rendement de 7 t/ha de seigle, on peut s'attendre à un prélèvement d'azote de près de 225 kg/ha/an. Par conséquent, la combinaison bermuda - grass côtier - seigle utilise 730 kg/ha/an d'azote. Avec un apport de 1 000 kg/ha/an d'azote, le taux d'azote exporté est de 72 %.

c) Azote résiduel

Le taux d'azote exporté par rapport à la dose apportée, dans le cas des rotations bermuda - grass côtier - seigle, serait donc approximativement de 70 %, laissant environ 7,5 ppm d'azote résiduel. Une partie de celui-ci reste dans le système racinaire des plantes, il est relâché quand les racines pourrissent. Le carbone, également, est relâché au cours de la décomposition microbienne, et il paraît vraisemblable qu'une partie de ce carbone se déplacerait vers la nappe, où

il pourrait être métabolisé par des bactéries dénitrifiantes ; ces dernières transformeraient l'ion nitrate en azote gazeux, qui pourrait se dégager. Si 10 % de l'azote d'origine étaient perdus par ce processus, 2,5 ppm environ seraient dénitrifiés. Dans ces conditions, 5 ppm seulement d'azote sous forme de nitrates resteraient dans la nappe. A Tallahassee, le degré de dénitrification n'est pas encore connu.

2) Phosphore exporté par les prairies

a) Bermuda - grass côtier - ray-grass

Adams et al * ont étudié le prélèvement du phosphore par le bermuda - grass côtier, et les données sont mentionnées dans le tableau n° 52. En supposant pour le bermuda - grass côtier un rendement de 25 t/ha, avec une teneur en phosphore de 0,25 %, 56 kg environ de phosphore sont éliminés par ha et par an.

Phosphore apporté (kg/ha)	Teneur en phosphore des cultures (%)	Phosphore exporté par les récoltes(kg/ha)
0	0,20	8
24	0,21	18
47	0,22	28
94	0,25	40

TABLEAU n° 52 : EXPORTATIONS DE PHOSPHORE PAR LES PRAIRIES (d'après ADAMS et al ; 1967).

La teneur en phosphore du ray-grass étant également de 0,25 % environ, des rendements de 8,6 t/ha exporteraient donc 20 kg/ha/an de phosphore. Par conséquent, la combinaison des cultures bermuda - grass côtier et ray-grass éliminerait 76 kg environ de phosphore/ha/an. Un taux d'irrigation de 75 mm/semaine d'effluent, à la concentration de 10 ppm de phosphore, apporte donc 403 kg/ha/an de phosphore ; cette succession culturale aurait alors un taux de récupération de 19 %.

*ADAMS W.E., STELLY M., MORRIS H.D., ELKINS C.B. ; 1967
"A comparison of coastal and common bermuda grasses in the piedmont region".
Agronomy Journal 59, 281 -

b) Bermuda - grass côtier et seigle

Le prélèvement du phosphore par le seigle est évalué approximativement à 15 kg/ha/an, en se basant sur un rendement de 7 tonnes/ha et une teneur en phosphore du seigle de 0,25 %. La rotation bermuda - grass côtier - seigle utiliserait environ 72 kg/ha/an sur les 403 kg de phosphore appliqués par aspersion. Ceci équivaut donc à un rendement d'élimination de 18 %.

c) Phosphore résiduel

Alors que les nitrates sont très mobiles dans le sol, le phosphore est facilement fixé sous forme de complexes insolubles d'aluminium, de fer et de calcium ; pour le phosphore, la capacité de fixation du sable fin de Lakeland semble suffisante pour une durée de vie estimée à 75 ans au site de Tallahassee (Tableau n° 53).

TABLEAU n° 53 : FIXATION DU PHOSPHORE PAR LE SABLE DE LAKELAND*

Phosphore en solution (ppm)	Phosphore adsorbé (µg/g sol)	Capacité de fixation (kg P/ha/15 m)	Durée de vie du site (en années)**
1	100	25 750	75
5	200	51 500	150
15	300	77 300	225

**pour une dose d'irrigation de 75 mm/semaine (à 10 ppm de phosphore) et un phosphore résiduel de 323 kg/ha/an.

Si 403 kg de phosphore sont apportés par hectare et par an, et que 20 % seulement sont éliminés par les cultures, une charge de 323 kg de phosphore résiduel sera ajoutée au sol chaque année. La capacité de fixation de 26 000 kg/ha de phosphore, pour une profondeur de 15 m, a été calculée en se basant sur une densité apparente du sol de 1,70 (g/cm3), et sur l'hypothèse qu'1 gr de sol peut adsorber 100 µg de phosphore.

---

* KISKELL J.G.A., BALLARD R. ; 1973
"Prediction of phosphate retention and mobility in Florida soils". Proceedings Workshop on Land Renovation of Municipal Effluent and Sludge in Florida. University de Florida - 1973 -

Les mesures au champ concernant le déplacement du phosphore dans le sable fin de Lakeland, montrent que la totalité des 3 600 kg de phosphore apportés/hectare pendant 6 ans, reste dans les 120 cm supérieurs du sol.

Les cultures

Les cultures de couverture sont choisies pour obtenir des productions l'année durant, facteur qui est considérablement plus important dans les régions Nord que dans les régions Sud de l'état.

A Tallahassee, une combinaison pratique est le bermuda - grass côtier en été, et le ray-grass ou le seigle en hiver.

Ces cultures fourragères ont montré une croissance et une production excellentes, avec une fertilisation et une irrigation appropriées. Parmi toutes les cultures couramment pratiquées aujourd'hui, elles présentent les meilleurs taux d'exportation de l'azote.

Des études montrent que le bermuda - grass côtier semé après le seigle d'hiver, consommera 670 kg d'azote/ha/an, moyennant une dose d'irrigation de 50 mm/semaine d'effluent, à la concentration de 25 ppm en azote total. Cet azote sera donc éliminé du milieu quand la culture sera récoltée, mais il n'en est pas de même pour le phosphore, qui sera peu utilisé par la plante, mais fortement retenu par le sol.

- Les pratiques culturales

Pour avoir des rendements maxima avec une culture fourragère, il est très important d'établir un gazon régulier ; une hauteur de coupe d'environ 10 cm est recommandée, à la fois pour les cultures d'été, et celles d'hiver. Pour éviter d'endommager les machines, toutes les souches d'arbres et les débris seront enlevés du sol, avant que l'herbe ne soit semée : ainsi, on pourra tondre ras à des vitesses relativement rapides, sans abimer le gazon. La prairie devra être installée avant que l'effluent ne soit épandu, afin d'éviter que les mauvaises herbes ne poussent, ce qui empêcherait l'établissement d'un gazon uniforme ; ceci est particulièrement vrai en été. La prairie une fois établie, le bermuda - grass côtier, le ray-grass ou le seigle pourront se défendre contre les mauvaises herbes.

La culture du bermuda - grass côtier d'été se fera de mai à novembre ; en culture d'hiver, de novembre à mai, se feront, soit le seigle, soit le ray-grass et ainsi de suite.

Une fréquence de coupe de 6 à 8 semaines est recommandée, afin d'avoir un juste équilibre entre des rendements élevés d'une part, et la verse d'autre part, ce qui permettra en plus d'obtenir du fourrage de qualité très satisfaisante.

- La fréquence des irrigations

L'expérience a montré que pour irriguer à la dose de 75 mm/semaine, une application continue est plus appropriée que des applications fractionnées.

A Tallahassee, d'après le pouvoir drainant du sable de Lakeland, un taux d'irrigation de 13 mm/heure, avec une période d'irrigation de 6 heures, permet aux 75 mm d'effluent d'être distribués sur une épaisseur de sol de 30 cm environ, et d'être redistribués progressivement jusqu'à une profondeur de 75 cm, correspondant à la zone racinaire de ces cultures fourragères ; ainsi il y aura un temps de contact suffisant pour le prélèvement des éléments nutritifs par les racines.

L'irrigation des cultures avec un seul apport hebdomadaire d'effluent présente bien des avantages :

- les plantes sont moins sensibles à la maladie, et la verse est rare, car le temps d'arrosage est réduit au minimum,

- les coupes et récoltes sont effectuées sans difficulté, car avec des irrigations moins nombreuses, l'assèchement des champs est facilité.

Conclusion

Cette réalisation a permis, grâce aux parcelles expérimentales, de préciser et calculer l'efficacité du traitement de l'effluent par irrigation et percolation, dans certaines conditions propres à la Floride.

Le système de Tallahassee, qui a donné toutes satisfactions depuis plusieurs années, fournit des données sur 4 doses d'irrigation pour chaque culture. On a pu ainsi recueillir des éléments d'information sur les rendements des cultures, sur l'élimination de l'azote et du phosphore, sur la qualité du fourrage obtenu, etc...

Les cultures fourragères ont été sélectionnées essentiellement pour leur aptitude à prélever l'azote du sol, et le bermuda - grass côtier a donné les meilleurs résultats dans ce domaine.

Toute amélioration du système est effectuée en vue d'intensifier le fonctionnement, c'est-à-dire d'appliquer une dose maximum d'irrigation, pour une meilleure utilisation des effluents. Les doses les plus fortes d'irrigation révèlent une nette augmentation des rendements, et de la croissance des cultures. La différence entre un arrosage hebdomadaire et un arrosage plus fréquent pour la même dose d'irrigation, a pu être mise en évidence : l'avantage est à l'arrosage hebdomadaire.

Cet exemple est d'autant plus intéressant qu'il se situe dans une zone climatique à forte pluviométrie (1 500 mm/an environ), et que malgré ces conditions, l'irrigation par effluent est parfaitement réalisable et donne des résultats très positifs. Ceci tend à montrer qu'une solution est souvent, pour ne pas dire presque toujours, possible quand il s'agit de la réutilisation des eaux usées, dont le premier but est la protection de l'environnement.

BIBLIOGRAPHIE

D'ITRI F.M., SMITH T.P., BOUWER H., MYERS E.A., OVERMAN A.R. ; 1975
"An overview of four selected facilities that apply municipal wastewater to the land".
Prepared for U.S.E.P.A. Technology Transfer Program - 1975 - Design Seminar for Land Treatment of Municipal Wastewater effluents.

SULLIVAN R.H., COHN M.M., BAXTER S.S. ; 1973
"Survey of facilities using land application of wastewater".
E.P.A. 430/9 - 73 006 - July 1973 -

1.5. L'utilisation des eaux usées à St Charles (Maryland, U.S.A.)

St Charles est une agglomération nouvelle, située dans le Comté de St Charles (Maryland), qui s'est développée en tant qu'entreprise privée ; sa construction a débuté en 1966, cautionnée par le gouvernement Fédéral.

Elle est l'exemple d'une nouvelle communauté, qui a été conçue pour utiliser l'irrigation par aspersion comme moyen économique d'évacuation des eaux d'égout, en remplacement des systèmes conventionnels de traitement.

Le système d'égout et tous les dispositifs d'évacuation des déchets se ramènent à un ensemble de lagunes de traitement, et à des zones d'irrigation par aspersion dans des régions boisées. Ceci répond à la consommation d'une population de 6 000 habitants environ, avec un débit approximatif de 2 000 m3/jour d'eaux usées.

Le choix de ce traitement, plutôt qu'un rejet dans les eaux de surface, fut fait en accord avec le Département d'Etat de la Santé, car aucun cours d'eau n'était disponible à proximité ; le rejet dans le fleuve Potomac aurait nécessité des travaux importants et coûteux pour l'atteindre, sans compter la nécessité d'un traitement secondaire plus une chloration de l'effluent.

Les conditions de site sont favorables à l'irrigation, avec un sol sablonneux, à bon drainage et absorption suffisante, et une topographie plane. La superficie du terrain disponible est importante (3 250 ha), il correspond à une zone boisée. La nappe se situe à 1,50 m - 1,80 m de profondeur. Le climat tempéré a une courte période de gel (1 à 2 semaines). Si les caractéristiques de l'effluent ont été précisées, il n'y a pas eu de contrôle analytique des eaux souterraines ; des analyses mensuelles des effluents ont donné les résultats suivants :

- matières en suspension	:	25 à 50 ppm
- DBO	:	50 ppm
- DO	:	6 ppm
- pH	:	7,0

Les lagunes de prétraitement de l'effluent (superficie : 8 ha) comprennent 2 systèmes, de 3 étangs chacun, disposés en série. Le 1er système est particulièrement eutrophisé et malodorant, et il est nécessaire de temps à autre d'évacuer la mousse flottante, et d'enlever les herbes aquatiques ; le 2ème système n'est pas odorant.

L'irrigation étant pratiquée toute l'année, pendant les courtes périodes de gel, l'effluent est stocké dans les lagunes.

L'irrigation par aspersion est réalisée sur 14 ha, séparés en 9 champs, ayant chacun leur propre système d'aspersion. Les conduites sont au niveau du sol, et les asperseurs en aluminium sont le plus souvent du type rotatif.

La dose d'irrigation a été fixée au début à 125 mm/ha/semaine, elle dépend de la nature du sol, et des vitesses d'infiltration. La fréquence varie de 6 à 12 mm/heure, et de 25 à 50 mm/jour, en se basant sur 4 heures d'arrosage. Un temps de repos est nécessaire entre les irrigations, il varie de 4 à 7 jours, suivant le sol et les conditions climatiques. On n'a pas observé de trace de ruissellement et s'il se produisait un certain engorgement, la période de repos serait plus longue.

Quant à la végétation, il est recommandé de maintenir la litière forestière, qui doit contribuer à l'épuration de l'effluent ; si on la supprime, on aboutit rapidement à une inondation, et à un lessivage du sol. Aucune donnée sur la croissance des arbres n'a été fournie, le principe de cette réalisation étant de se débarasser des eaux résiduaires, et non de tirer quelque bénéfice des techniques de l'irrigation.

Le coût de la construction du système a été évalué à 14 000 F./ha de zone irriguée ; l'entretien et l'exploitation sont estimés à environ 5 000 F./mois, soit 8 F. pour 100 m3 d'effluent. Le coût annuel est donc de 60 000 à 75 000 F., y compris la main d'oeuvre et l'électricité pour les lagunes et la zone d'irrigation par aspersion.

Cette réalisation, très simple dans sa conception, permet donc à une petite agglomération de recycler ses eaux usées, d'une manière peu coûteuse, tout en protégeant son environnement.

BIBLIOGRAPHIE

SULLIVAN R.H., COHN M.M., BAXTER S.S. ; 1973
"Survey of facilities using land application of wastewater".
EPA - 430/9 - 73 - 006 - Juillet 1973 -

1.6. Le périmètre d'irrigation de l'Association des Eaux Usées de Braunschweig (Allemagne Fédérale)

Introduction

Jusqu'à la création en 1954 de l'Association des Eaux Usées, celles de Braunschweig étaient épandues sur un terrain de 450 ha. Mais devant l'accroissement continu de leur quantité, cette superficie s'avèra insuffisante, et il fallut trouver une nouvelle solution. Les facteurs suivants amenèrent la création de l'Association :

- l'éloignement du site d'épandage de la ville (à 10 km) ;

- l'occupation clairsemée en irrigation ;

- une proportion importante de sols à sable pur pouvant bien absorber des doses de 50 mm d'eaux usées, mais aussi pouvant les épurer ;

- le maintien de la demande agricole en irrigation.

L'Association des Eaux Usées de Braunschweig fut fondée le 1/09/1954, les membres en sont :

- la ville de Braunschweig (270 000 habitants) en tant que fournisseur d'eaux usées ;

- 20 municipalités environnantes, également fournisseurs d'eaux usées ;

- environ 550 exploitations agricoles (superficie totale : 4 200 ha).

Cette association a pour buts :

- d'utiliser les eaux usées de la ville de Braunschweig et des autres agglomérations, d'épurer ces eaux usées excédentaires de telle façon que seules les eaux non nuisibles soient rejetées dans les cours d'eau récepteurs ;

- de traiter les eaux usées aussi complètement que possible ;

- de drainer les terrains pour améliorer le rôle actif du sol et le maintenir dans le meilleur état possible ;

- de mesurer quelques paramètres climatiques (vent et pluie).

L'Allemagne Fédérale dans son ensemble s'est fixée comme but à atteindre en 1985, que 90 % de la population soit raccordée au tout à l'égout, pour soumettre les eaux à un traitement complet. Mais, le traitement mécanique et biologique paraît à l'heure actuelle insuffisant, et comme beaucoup de pays, l'Allemagne préconise le traitement des eaux usées par le sol, ce qui réduit considérablement les matières dissoutes, et s'il y a rejet dans les eaux de surface, celles-ci seront mieux protégées. Le meilleur emploi de ces eaux usées est en agriculture, par aspersion, procédé bien plus économique et efficace comparé à la construction, au fonctionnement, et à la maintenance des stations de traitement. L'aspersion avec des eaux usées fournit une irrigation à faible prix, elle garantit des rendements élevés ; de plus, elle recharge la nappe phréatique, sans l'altérer puisqu'il y a épuration au cours de l'infiltration.

C'est sur ces principes que la réalisation de Braunschweig a été conçue.

Choix du site

A Braunschweig, l'aspersion avec les effluents peut être appliquée avec succès, car les conditions de climat, de sols et de cultures y sont favorables.

a) Le climat

La température moyenne annuelle est de 8°5, la moyenne pendant la période de végétation d'avril à septembre est de 13°9 ; la précipitation moyenne annuelle est de 650 mm, dont 370 mm au cours de la période de végétation.

Les moyennes d'évapotranspiration sont de 600 mm/an et 490 mm d'avril à septembre ; le déficit hydrique au cours de la période de végétation est donc de 120 mm en moyenne, qu'il est nécessaire de compenser par une irrigation, pour une production agricole rentable.

b) Les sols et la nappe

Un sol recevant des eaux usées doit répondre à certaines caractéristiques, en particulier une bonne perméabilité.

Le sol de la zone irriguée, excepté une bande argileuse étroite le long de la rivière Oker, est très sableux (95 % de sable, 3 % de limon et 2 % d'argile). L'horizon supérieur contient moins de 1 % de matière organique, et il est assez peu fertile. La capacité au champ entre 0 et 60 cm de profondeur n'est que de 60 mm, et le point de flétrissement de 10 mm ; la teneur en eau utile est donc de 50 mm (réserve facilement utilisable - 35 mm). Compte tenu des conditions climatiques, la nécessité d'une irrigation est évidente, si l'on veut cultiver ces sols sableux.

Le niveau de la nappe phréatique se trouve entre 1,75 et 3,50 m. L'érosion par le vent se produit au printemps et à l'automne. Il n'y a presque pas de dénivellations, la surface est plane, mais l'altitude diminue du Nord au Sud de 9 m. Cette pente légère de 0,5 % environ facilite le transport de l'effluent par gravité, et aussi le contrôle de l'écoulement de la nappe.

Fonctionnement du système

1 - Les installations

Le périmètre d'irrigation de l'Association est situé au Nord de le ville de Braunschweig, à 10 km de celle-ci ; il est limité par l'autoroute Hanovre-Berlin, la voie de chemin de fer, et la rivière Oker. La superficie totale est d'environ 4 300 ha, parmi lesquels 3 000 ha sont irrigués. L'ensemble du périmètre est divisé en 4 zones, chacune d'elle ayant sa propre station de pompage.

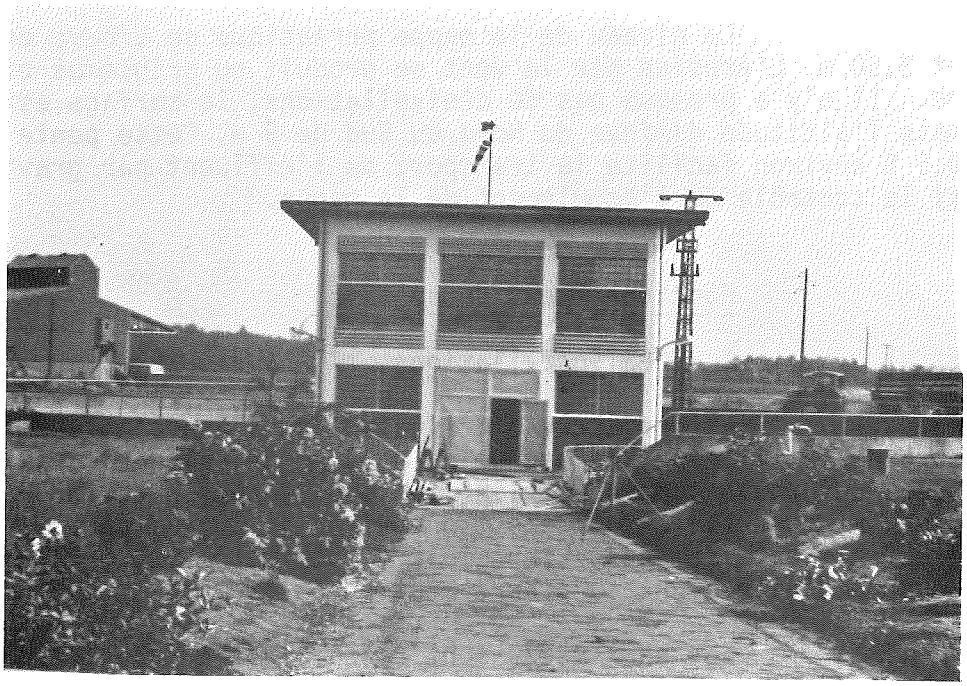
Les eaux usées sont rassemblées à Braunschweig, et transportées par gravité dans une conduite maîtresse de 21,5 km de long, à travers la zone d'irrigation jusqu'aux 4 stations de pompage. Chaque station de pompage dispose d'un bassin de stockage dans lequel l'eau usée séjourne environ 3 heures, et où la boue se dépose, puis 3 pompes sous pression l'envoient dans un réseau de tuyaux souterrains, par lequel elle est conduite aux bornes d'irrigation.

Celles-ci sont installées en bordure des champs, à une distance les unes des autres de 90 m, permettant l'arrosage par aspersion sous pression automatique.

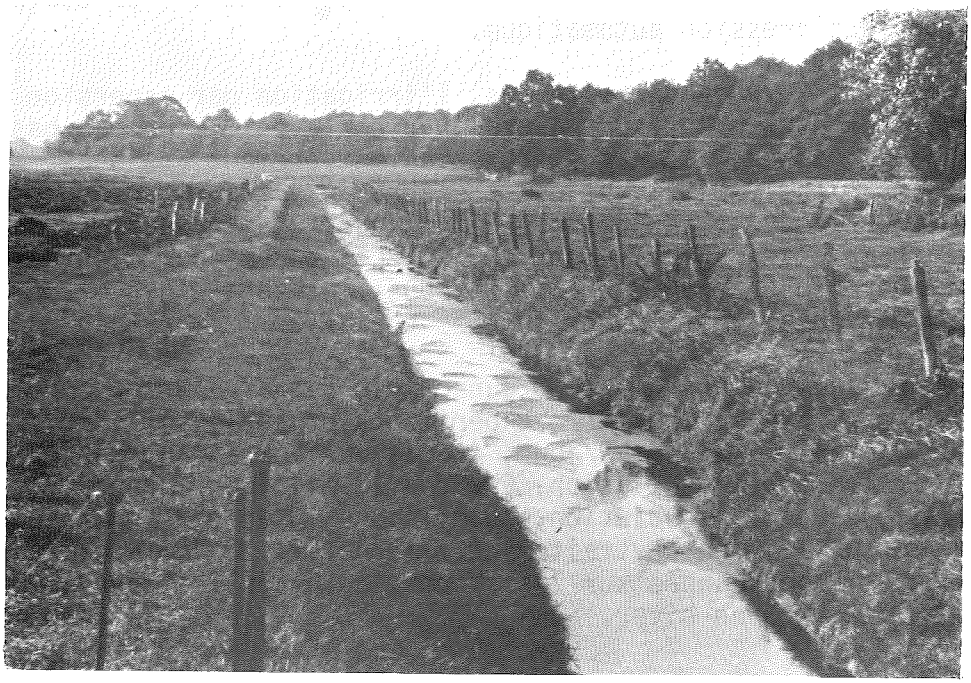
Les jours fériés, l'irrigation par aspersion est stoppée, les eaux usées sont alors envoyées avec des pompes basse pression dans des zones d'épandage, cuvettes entièrement drainées. L'eau de drainage passe à travers des chenaux d'oxydation avant de regagner le milieu récepteur. En période de gel, un tuyau conduit les eaux usées à un champ plat, spécialement choisi. Les boues journalières sont pompées et entreprosées sur des aires à boues, et sont digérées pendant 1 à 2 ans, et ensuite répandues sur les champs.

La ville de Braunschweig décharge en moyenne 45 000 m3/jour d'effluent. Une ferme expérimentale pratiquant l'irrigation depuis 1895, utilise 13 000 m3/jour, tandis que le restant est épandu dans le périmètre de l'Association. Environ 11 millions m3/an d'effluent sont utilisés par l'Association, 10 millions m3/an par aspersion, 1 million m3/an sur la zone de traitement alternatif. 300 mm d'effluent sont épandus chaque année sur les champs, en 6 applications de 50 mm, soit 3 en été et 3 en hiver.

BRAUNSCHWEIG
(Allemagne Fédérale)



- l'une des 4 stations de pompage, entourée d'un bassin de décantation.



- fossé de drainage en bordure du périmètre irrigué.

En fonction des cultures, les quantités d'effluent appliquées sont variables :

- pommes de terre : 2 applications de 30 mm,

- blé d'hiver, orge de printemps : 3 applications de 50 mm,

- avoine : 4 applications de 50 mm,

- blé de printemps, betterave à sucre : 5 applications de 50 mm.

2 - Rendements des cultures

Les résultats de l'expérience au champ montrent l'effet de l'irrigation par aspersion avec effluent sur la croissance des plantes et les rendements. Le tableau n° 54 mentionne les résultats obtenus lors d'une expérimentation au champ dans la zone de l'Association.

On constate que les rendements de betteraves à sucre et de pommes de terre augmentent d'une manière spectaculaire, lors de l'application d'effluent pendant les années sèches, quand l'approvisionnement en eau naturelle est insuffisant ; pour les petites céréales, cependant, l'effluent est bénéfique pour n'importe quelle année.

Ceci montre que, non seulement l'eau, mais aussi les éléments nutritifs sont utiles. Avec une dose d'irrigation de 300 mm, la quantité d'éléments nutritifs appliquée par hectare est de : 165 kg d'N, 46 kg de P_2O_5 et 90 kg de K_2O.

D'après l'expérience, ce sont les céréales de printemps qui utilisent le mieux les eaux usées, et ceci influence la proportion des cultures plantées dans la zone d'irrigation : la proportion des céréales de printemps est passée de 10 % en 1957 à 31 % en 1970, tandis que les céréales d'hiver diminuent de 36 à 20 %.

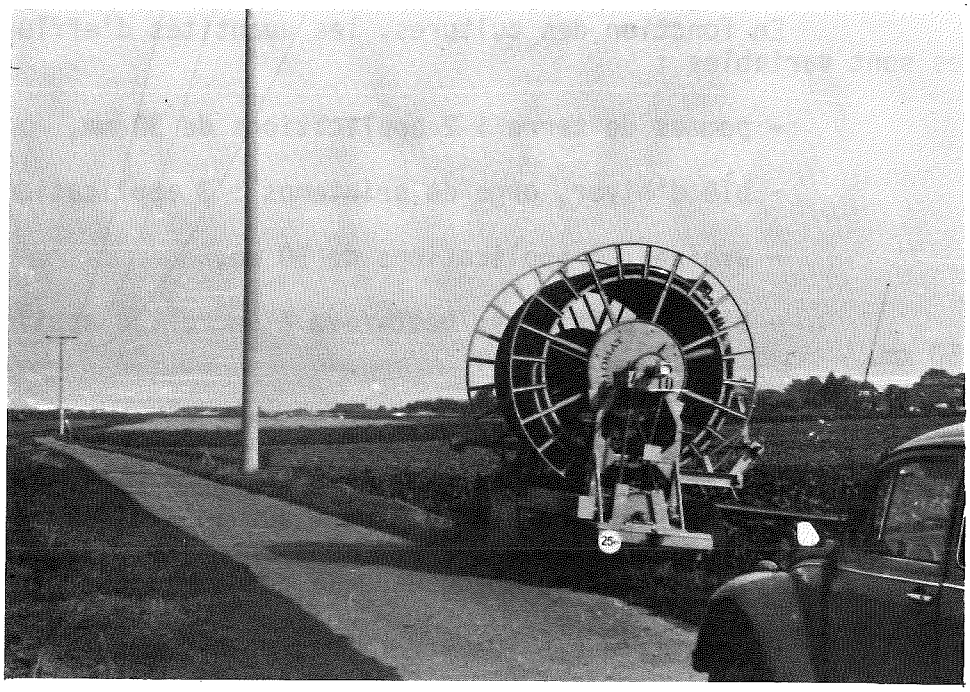
En 20 ans de fonctionnement, l'utilisation agricole a donc changé progressivement ; initialement, des cultures comme la pomme de terre et le seigle d'hiver, étaient faites sur la plus grande partie du périmètre, alors qu'actuellement les céréales de printemps et la betterave à sucre sont prédominantes. L'aspersion avec effluent garantit des rendements élevés réguliers, qui contribuent à augmenter considérablement les revenus de l'agriculteur. Ajoutons qu'un bon nombre de prairies, 10 % environ du périmètre, sont également irriguées ; elles servent de pâturages aux bovins.

3 - Les contrôles et l'aspect sanitaire

Le but principal d'un traitement par le sol est d'épurer l'effluent épandu, fortement pollué, sans contaminer la nappe ou les eaux de surface qui reçoivent l'effluent percolé et drainé. On pense

BRAUNSCHWEIG
(Allemagne Fédérale)

Irrigation des cultures avec effluents :



- enrouleur en bordure de champ

- asperseur mobile, au milieu d'un champ.

TABLEAU n° 54 : RENDEMENTS POUR DIFFERENTES CULTURES (expérimentation au champ à Ersehof, épandage de Braunschweig).

Année	Culture	Bilan Hydrique (mm)	Rendements (Qx/ha)		Augmentation	
			sans effluent	avec effluent	Qx/ha	%
1959	Céréale de printemps	- 307	20	29,8	9,8	49
	Pomme de terre	- 211	54,0	201,0	147,0	272
1960	Seigle d'hiver	- 70	25,4	32,9	7,5	29,5
	Pomme de terre	- 108	253	302	49	19,4
1961	Seigle d'hiver	+ 102	12,6	32,8	20,2	160,3
	Betterave à sucre	+ 29	449	455	6	1,3
1962	Céréale de printemps	- 39	32,3	43,4	11,1	34,4
	Betterave à sucre	- 5	142	315	173	122
1963	Pomme de terre	- 71	235	324	89	37,9
1964	Betterave à sucre	- 99	259	545	286	110
	Seigle d'hiver	- 142	16,0	27,0	11,0	68,8
1965	Pomme de terre	+ 55	322	324	2	0,6
	Orge de printemps	+ 77	24,4	41,3	16,9	69,3
1966	Seigle d'hiver	- 10	22,5	30,2	7,7	34,2
1967	Céréale de printemps	+ 6	31,4	35,2	3,8	12,2
	Pomme de terre	+ 15	320	320	0	0
1968	Orge d'hiver	- 96	20,8	29,3	8,5	40,8
	Seigle d'hiver	- 96	24,6	36,5	11,9	48,3

que l'épuration par le sol est voisine de 100 %, chiffre qu'aucune station de traitement ne peut approcher. Le périmètre de l'Association est équipé de fossés et d'un drainage souterrain, et la qualité de l'eau drainée est supérieure à celle exigée par la règlementation. Quant à la nappe, elle a la même composition chimique sur le périmètre ou à quelque distance de là ; on en conclue que la capacité d'épuration du sol est suffisante pour neutraliser l'effluent appliqué. Des contrôles analytiques sont effectués régulièrement chaque mois, sur 13 points de prélèvement ; le tableau n° 55 donne une série de résultats d'analyses pour ces différents prélèvements, qui sont :

1 : eaux usées arrivant à la station de pompage
2 : eaux souterraines du début du 1er secteur
3 : " " de la partie terminale du 1er secteur
4 : " " à l'extérieur du périmètre
5 : eau de la rivière Oker
6 : " " Erse
7 : eau de l'Oker à l'entrée du périmètre
8 : " " à la sortie "
9 : eau de drainage du 1er secteur
10 : eau potable de Nyssen
11 : " " de l'Association
12 : " " à la limite de la zone
13 : " " de la zone la plus haute.

Du point de vue sanitaire, il est possible d'affirmer qu'aucune méthode de traitement ne peut éliminer complètement les germes et les oeufs de parasites contenus dans les eaux d'égout. Le but d'un traitement est de réduire au maximum les risques de contamination, et les recherches ont montré que le milieu sol est supérieur au milieu eau pour l'épuration biologique des effluents. Une bonne organisation de l'irrigation et de l'aménagement agricole de l'effluent peut réduire considérablement les risques d'infection qui pourraient provenir des cultures et des récoltes, pour l'homme et le bétail.

Dans la réalisation de l'Association, une grande partie des germes se dépose dans les bassins des stations de pompage, et au cours de la décomposition des boues les germes sont largement supprimés. Par mesure de précaution, les sprinklers sont situés au moins à 50 m des routes publiques, et des coupe-vents de peupliers de 3 à 10 m de large sont plantés le long des routes, afin de protéger le public des pulvérisations en aérosols d'effluent. De plus, une période minimum de 3 semaines est prescrite entre la dernière aspersion et la récolte, période jugée suffisante pour éviter une éventuelle infection.

TABLEAU n° 55 : COMPOSITION MINERALE DES EAUX USEES, DES EAUX SOUTERRAINES, DES EAUX DE DRAINAGE, ET DES EAUX POTABLES DANS LE PERIMETRE D'IRRIGATION DE L'ASSOCIATION DES EAUX USEES DE BRAUNSCHWEIG. (résultats en mg/l - janvier 1975)

Eaux	pH	Conduc mmhos	DCO	DBO_5	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	P	K	Na	Cl^-	$SO_4^=$	Zn	Pb	Cu	Fe	Mn	Co	Cd
1	7,1	1,106	274	192	0,4	0,8	62,6	12,7	32,3	76,8	128	134	0,936	0,036	0,153	2,033	0,321	0,201	0,022
2	6,7	1,039	17,1	1,6	0,33	132,6	3,6	0,47	32,7	56,6	133	203	0,365	0,072	0,059	12,47	1,67	0,140	0,012
3	6,8	1,041	19,9	1,3	0,31	124,1	3,0	0,49	25,4	38,9	121	227	0,326	0,032	0,045	10,64	4,64	0,089	0,004
4	7,0	1,354	33,9	1,7	0,26	38,6	3,7	0,40	85,5	49,7	158	237	0,676	0,040	0,054	8,30	2,06	0,192	0,016
5	7,2	0,977	28,3	8,1	0,76	37,1	9,0	0,90	10,8	69,2	153	202	0,648	0,018	0,034	1,22	0,419	0,117	0,014
6	7,1	1,912	42,9	16,6	2,03	30,9	18,2	0,67	54,8	98,2	454	286	0,513	0,028	0,037	0,78	0,861	0,274	0,016
7	7,0	0,964	55,1	33,5	1,73	55,4	14,8	4,25	19,0	68,0	131	197	0,342	0,024	0,050	1,85	0,591	0,114	0,008
8	7,1	0,977	22,0	14,4	0,77	63,0	5,9	1,65	11,3	66,5	137	178	0,259	0,020	0,038	1,24	1,113	0,121	0,009
9	7,0	0,984	14,0	1,6	0,04	115,5	2,7	0,23	15,7	67,2	138	191	0,142	0,030	0,032	0,37	0,449	0,143	0,011
10	7,5	-	8,0	0,2	0,03	6,8	1,4	0,02	3,0	26,4	103	209	0,1	0,006	0,25	0,25	0,37	0,06	0,005
11	7,6	-	7,4	0,8	-	11,5	1,6	-	3,0	29,3	57	62	0,13	0,016	0,04	0,25	-	0,046	-
12	8,0	-	12,0	-	0,05	30,0	0,2	0,007	-	-	30	50	5,0	0,10	0,10	0,10	0,10	-	0,005
13	8,5	-	12,0	-	-	50,0	1,0	0,066	-	-	250	150	15,0	0,30	1,50	0,20	0,50	-	0,010

Des recherches sur la diminution des émissions d'odeurs lors des irrigations par aspersion d'eaux usées sont actuellement en cours :

a) Mise en place des essais

Durant l'été 1974, ont été mises en place à la station de pompage n° 1 de l'Abwasserverband Braunschweig des installations pour la conduite biologique afin d'atténuer les émissions d'odeurs.

1 Une pièce d'eau annexe aérée, comprenant 3 bassins de chacun 870 l de contenance, et de 0,5 jour de temps de rétention, soit au total 1,5 jour d'aération.

2 Une pièce d'eau annexe aérée, comprenant 2 bassins de chacun 870 l de contenance, et de 1,5 jour de temps de rétention, soit au total 3 jours d'aération.

3 Une installation à boues activées avec deux heures de temps de rétention, comprenant un bassin à boues activées et un bassin de clarification finale.

- Tous les éléments recouverts de plastique sont de forme circulaire, de 1 mètre de diamètre et de 870 l de contenance utilisable.

- L'installation à boues activées et les bassins ont été mis en service dans la 1ère quinzaine d'août. Pendant la première quinzaine, essais des appareillages.

- Les essais furent d'abord conduits avec chloration ; sur ces résultats un rapport sera effectué plus tard.

b) Prélèvements et analyse

Dans le répartiteur d'eaux usées a été placé un collecteur automatique d'échantillons en continu, avec mélange des échantillons toutes les 2 heures. Un échantillon était prélevé toutes les 24 heures dans les bassins. L'analyse comportait des paramètres biochimiques et chimiques :

Moyenne -	Phosphore total	:	22 g/m3
	Azote organique	:	73 g/m3
	Ammoniaque	:	40 g/m3
	Azote total	:	110 g/m3

c) Recherche des émissions d'odeurs

Les odeurs sont dans les gaz constitutifs, gaz dégagés par les eaux usées. Pour la mesure de l'intensité d'odeur, ont été employés des moyens variés :

1 - organoleptiques "Tests eau"

2 - chromatographie en phase gazeuse

3 - chromatographie en couche mince

4 - Estimation du coût

La comparaison des coûts des différents procédés d'épandage est toujours difficile, car elle doit être limitée à des conditions comparables.

Pour calculer la contribution de la ville au budget de l'Association, une comparaison approchée a été donnée par E. SCHÄRFF en 1971. Il repérait les stations de traitement des eaux usées des communautés ayant une population à peu près équivalente à celle de Braunschweig, et arrivait à la conclusion que les coûts totaux dans 5 stations de traitement étaient en moyenne de 18 % plus élevés que le traitement par le sol à Braunschweig. La comparaison du degré d'épuration est peut-être plus importante que le point de vue économique : exprimée en DBO, elle est de 100 % par le traitement par le sol, mais de 87 % seulement pour la moyenne des 5 stations de traitement fonctionnant selon le procédé des boues activées. Il n'en reste pas moins que les coûts peuvent être un critère décisif.

Aujourd'hui le problème est de réduire la main d'oeuvre très onéreuse ; la solution examinée serait de substituer un dispositif automatique, afin de transformer le réseau mobile d'aspersion, qui exige une main d'oeuvre importante. De plus, quelques travaux sont envisagés : la consolidation du terrain est utile et nécessaire, afin d'arranger les routes et chemins, la modification du pipeline de surface avec des prises d'eau et des raccordements, le drainage, les haies et les bois, et même l'utilisation du terrain et le système de culture seraient à revoir en fonction de l'emploi le plus efficace de la main d'oeuvre et de l'équipement.

A l'heure actuelle, la main d'oeuvre est de 8 DM/h*; les coûts d'entretien, d'exploitation et de remplacement de matériel sont presque les mêmes (270 DM/ha/an) pour les 2 méthodes d'aspersion suivantes :

- soit l'asperseur monté sur un traîneau et transporté au champ, où il arrose des bandes de 35 à 80 m de large, la conduite étant enroulée autour d'un tambour en bordure du champ ;

- soit des asperseurs mobiles qui se déplacent grâce à un piston hydraulique et se tirent sur un câble ou le long d'une conduite en polyester.

Ainsi les méthodes modernes deviennent peu à peu économiques, surtout en raison du manque et du coût de la main d'oeuvre.

* Deutsch Mark

Conclusion

Cette réalisation est un très bel exemple de ce qui peut se faire dans le Nord de l'Europe en matière d'épandage d'eaux usées, avec une certaine superficie de terrain et quand les sols le permettent.

Il est bien évident que pour réaliser une épuration aussi poussée d'un tel volume d'eaux usées, un certain nombre de stations d'épuration serait nécessaire ; et même en supposant que leur fonctionnement soit parfait, elles n'atteindraient pas le degré d'épuration obtenu par le sol.

Les avantages de cette solution face au problème de la pollution, ont été mis en évidence : elle permet de traiter un volume important d'eaux usées (correspondant à peu près à 1 million d'habitants) dans les meilleures conditions possibles, en augmentant les rendements des cultures irriguées, et en protégeant les rivières dans lesquelles les eaux de drainage se déversent. De plus elle est d'un prix raisonnable. Des améliorations techniques dans le matériel d'aspersion permettent, au fur et à mesure de l'augmentation du coût de la main d'oeuvre, de compenser les dépenses.

20 ans de fonctionnement continu, été comme hiver, sont une preuve de l'efficacité de ce système, en particulier pour la protection de l'environnement.

BIBLIOGRAPHIE

Abwasserverband Braunschweig
Technische Übersicht - 1974 -

EWERT H., BRAMM A., KIELE A.
"Technical, labour and economical aspects of new sprinkling methods, with special reference to sewage water land treatment of the sewage treatment association Brunswick".
Commission Internationale des Irrigations et du Drainage.
9ème Congrès Moscou - 1975 -

EWERT H., TIETJEN C., BRAMM A. ; 1973
"Braunschweig Sewage Utilization Association : Municipal sewage disposal by sprinkler irrigation on 10 000 acres".
Proceedings of the International Conference on : Land for Waste Management. Ottawa, Canada - Octobre 1973 - 187 - 193

KAYSER R. ; 1974
"Untersuchungen zur Verminderung Von Geruchsemissionen bei der Abwasserverregnung"
Zwischenbericht - Universität Braunschweig - September 1974 -

1.7. L'utilisation agricole des eaux usées en Hongrie (Station expérimentale de Debrecen)

Aperçu général

En Hongrie, les eaux usées sont exploitées en tant que source importante d'eau d'irrigation, mais aussi comme source d'éléments nutritifs pour les cultures.

Les objectifs sont variables suivant les données climatiques, et dans ce pays, en particulier, cela apparait très nettement.

Dans certaines régions, où la pluviométrie est faible, les effluents sont utilisés essentiellement comme ressource en eau, pour une bonne production agricole ; mais quand la pluviométrie est suffisante, le but principal de l'irrigation est l'élimination des effluents, et l'augmentation de la production dans ces conditions est généralement plus faible que dans le cas précédent.

Dans la plupart des cas, les effluents urbains bruts ne subissent qu'une sédimentation avant leur épandage ; celui-ci est pratiqué tout au long de l'année, et peut comprendre tout un système de rotations : cultures, prairies vivaces, zones boisées et bassins d'infiltration. L'irrigation est effectuée soit par raies et billons, soit par aspersion, à la dose de 300 à 600 mm/an sur des argiles moyennement lourdes et des limons sableux. L'irrigation de la luzerne, du maïs et des céréales est pratiquée pendant 4 jours sur un cycle de 18 à 24 jours ; les plantations d'arbres peuvent être irriguées à la dose de 80 mm tous les 15 - 20 jours durant toute l'année, jusqu'au total annuel de 1 500 mm.

Les effluents industriels sont aussi très employés, d'origine diverse : conserverie, sucrerie, industrie textile, féculerie, etc..

La station expérimentale de Debrecen

1 - Les données de base

- Le climat : la pluviométrie moyenne annuelle est de 600 mm, et la température moyenne annuelle de 10°2, avec 2 000 heures d'ensoleillement par an.

- Le site : les sols sont variables, mais en général ce sont des limons sableux à bonne perméabilité, à faible teneur en sels, et bien fournis en éléments nutritifs. Le niveau de la nappe se trouve à une faible profondeur : 1,50 m environ, et la nappe a une teneur assez élevée en sels (carbonates, chlorures, sulfates).

La station expérimentale occupe 14 ha, adjacents à la station de sédimentation de la ville ; cette superficie est divisée en parcelles, d'un demi-hectare chacune. Certaines de ces parcelles sont cultivées, et d'autres servent à l'infiltration de l'effluent.

- l'effluent : ses caractéristiques sont comprises entre les limites suivantes :

matière organique totale	:	490 à	980 mg/l
N total	:	42 à	81 mg/l
K total	:	42 à	63 mg/l
P total	:	0,7 à	7 mg/l
Matières solubles totales	:	1 010 à	1 285 mg/l

L'emploi de ces effluents aboutit à une application annuelle de :

N	:	50 à	400 kg/ha
K_2O	:	30 à	300 kg/ha
P_2O_5	:	1 à	10 kg/ha
Matière organique	:	1 000 à	4 000 kg/ha

2 - Fonctionnement et efficacité

La station fonctionne depuis 1959 ; après sédimentation, les effluents sont directement utilisés pour l'irrigation par aspersion.

Le but de cette station étant d'estimer l'influence de l'irrigation par effluent sur l'agriculture, les rendements obtenus à la station étaient comparés à ceux d'une ferme voisine, utilisant les pratiques agricoles normales sans irrigation (Tableau n° 56).

Culture	Année ou période examinée	Effluent apporté (en mm)	Rendement moyen qx/ha	
			station de Debrecen	Ferme de Gyozelem
Betterave à sucre	1961-67	392	363,25	365,00
Maïs (grains)	1961-66	368	58,50	22,50
Maïs fourrager	1961-67	290	346,20	217,25
Luzerne (1 à 3 ans)	1961-66	399	99,25	46,60
Tournesol	1965	490	14,85	4,15
Pomme de terre (industrielle)	1965	275	119,80	59,75

TABLEAU n° 56 : RENDEMENTS OBTENUS A DEBRECEN (HONGRIE)

On observe donc des augmentations significatives de la productivité dans tous les domaines, excepté pour les betteraves sucrières qui sont intensément fertilisées au fumier dans les exploitations agricoles de Hongrie. Dans le cas du chanvre, si la production est augmentée avec l'irrigation par effluents, par contre la fibre obtenue est de qualité inférieure et plus grossière, ce qui limite ses applications.

L'étude de l'influence de l'irrigation sur le sol a montré que l'humus, l'azote et la potasse augmentent, alors que la teneur du sol en phosphore diminue d'une façon appréciable.

L'utilisation des effluents et les règlements sanitaires

Parmi les règlements en vigueur relatifs à l'utilisation des effluents pour l'agriculture en Hongrie, on peut relever :

1 - avant irrigation, l'effluent urbain sera traité dans un bassin de sédimentation pendant 1 heure et demie à 2 heures, avec un débit de 2 mm/sec.

2 - les champs à irriguer seront situés à une distance de 300 m des lieux résidentiels les plus rapprochés, et entourés par une zone de protection boisée. La nappe sera au moins à 1,50 m de profondeur.

3 - les effluents industriels peuvent être utilisés pour l'irrigation des cultures, sans aucune restriction quant au type de culture.

4 - l'effluent domestique ne peut être utilisé pour l'irrigation de produits maraîchers destinés à la consommation humaine. L'effluent domestique peut être utilisé pour irriguer des arbres, des forêts, des prairies et des pâturages (excepté pendant la saison de croissance), et les terres labourées avant le semis.

L'irrigation à l'effluent domestique doit être terminée :

a) avant le début de la floraison dans le cas de plantes à graines et de pommes de terre comestibles.

b) 4 semaines avant la récolte dans le cas de pommes de terre industrielles, de cultures fourragères, de betteraves à sucre, de plantes à huile ou à fibre.

c) 2 semaines avant la moisson et le pacage dans le cas du fourrage, des prairies et pâturages vivaces pendant les mois de juillet et d'août, et 3 semaines pendant le reste de l'année.

5 - la protection sanitaire du personnel doit être assurée par :

. des vaccinations
. un contrôle médical périodique
. des vêtements de protection

6 - les zones forestières peuvent être irriguées sans restriction, mais des règlements particuliers existent pour les vergers.

Nous en déduisons, que chaque pays ayant ses propres règlements, il est très difficile de généraliser et d'énoncer des principes sur l'irrigation des cultures par effluent, puisqu'au départ celui-ci peut être de composition très variable, suivant qu'il est plus ou moins traité.

BIBLIOGRAPHIE

SULLIVAN R.H., COHN M.M., BAXTER S.S. ; 1973
"Survey of facilities using land application of wastewater".
EPA - 430/9 - 73 - 006 - July 1973 -

1.8. L'utilisation agricole des eaux d'égout dans les régions de Mexico et d'El Mezquital Hidalgo (Mexique)

La ville de Mexico est située à 2 000 m environ d'altitude dans une vallée entourée de hautes montagnes.

Les précipitations moyennes annuelles sont de 700 mm, réparties presque en totalité entre les mois de mai et de septembre.

Huit millions d'habitants vivent dans le centre urbain de Mexico et deux millions dans les faubourg adjacents.

L'utilisation agricole des eaux d'égout* liée au problème d'assainissement de la ville a débuté en 1 900 et a permis la création de nouveaux centres agricoles.

Actuellement, on utilise annuellement environ 700 millions de m3 d'eaux d'égout provenant de Mexico et on irrigue 47 000 hectares dans la région d'El Mezquital et 3 000 hectares dans la vallée de Mexico.

On pense que dans le futur, les volumes seront de 1 000 millions de m3 par an.

Les premières analyses physico-chimiques des eaux d'égout datent apparemment de 1954, et des études sur leurs effets sur les légumes et le bétail ont débuté en 1962.

Les besoins croissants de la cité de Mexico en eau à usage domestique, industriel et agricole font qu'il devient nécessaire, compte tenu des ressources naturelles, d'intensifier l'usage agricole des eaux d'égout (Tableaux n°5 7, 58 et5 9). Ceci a pour conséquence l'agrandissement des aires agricoles et l'augmentation de la production végétale, mais également de promouvoir une surveillance de plus en plus accrue des effets des eaux d'égout sur l'environnement humain.

1 - L'assainissement de Mexico

La ville de Mexico est desservie par un système combiné d'égout qui a un débit par temps sec de 25 m3/seconde et qui peut s'élever à 2 000 m3/seconde par temps humide.

Un égout profond d'un diamètre de 6,50 m a été récemment construit à une profondeur variant entre 40 et 230 m et peut évacuer 200 m3/sec. en période d'orage (coût de l'aménagement : 1 600 millions de francs).

* Par eaux d'égout (aguas negras), on entend :

- déchets liquides domestiques et industriels
- eaux pluviales
- eaux de ruissellement superficiel
- eau de drainage

TABLEAU n° 57 : NECESSITES ACTUELLES ET FUTURES POUR L'ALIMENTATION EN EAU AGRICOLE (m3/s) DANS LA REGION DE MEXICO.

	1960			1990		
	Néces-sités	Livrai-son	Types d'eaux	Néces-sités	Livrai-son	Types d'eaux
Vallée de Mexico	17,2	2,6	épurées	18,6	6,1	propres
		2,6	superficiel-les non épurées		6,6	non épurées
		3,0	d'égout Grand Canal			
		5,7	souterraines		31,5	d'égout
Région de El Mezquital	16,0	13,5		18,3		
TOTAL	33,2	27,4		36,9	44,2	

TABLEAU n° 58: VOLUMES D'EAUX DISPONIBLES (m3/s) DANS LA REGION DE MEXICO.

	1960	1990
Aquifère	39,0	39,0
Eaux de ruissellement épurées disponibles	2,6	8,0
Eaux de ruissellement non épurées	12,0	6,6
Apport extérieur	5,0	5,0
TOTAL	72,0	90,1

TABLEAU n° 59 : NECESSITES PRESENTES ET FUTURES POUR L'ALIMENTATION EN EAU DE LA VALLEE DE MEXICO ET LA REGION D'EL MEZQUITAL (m3/s).

	1960	1990
Usages municipaux, industriels	23,5	60,0
Irrigation dans la vallée de Mexico avec des eaux propres	14,2	6,1
Irrigation dans la vallée de Mexico avec des eaux d'égout	3,0	12,5
Irrigation dans la région de El Mezquital	16,0	18,3
TOTAL :	56,7	96,9

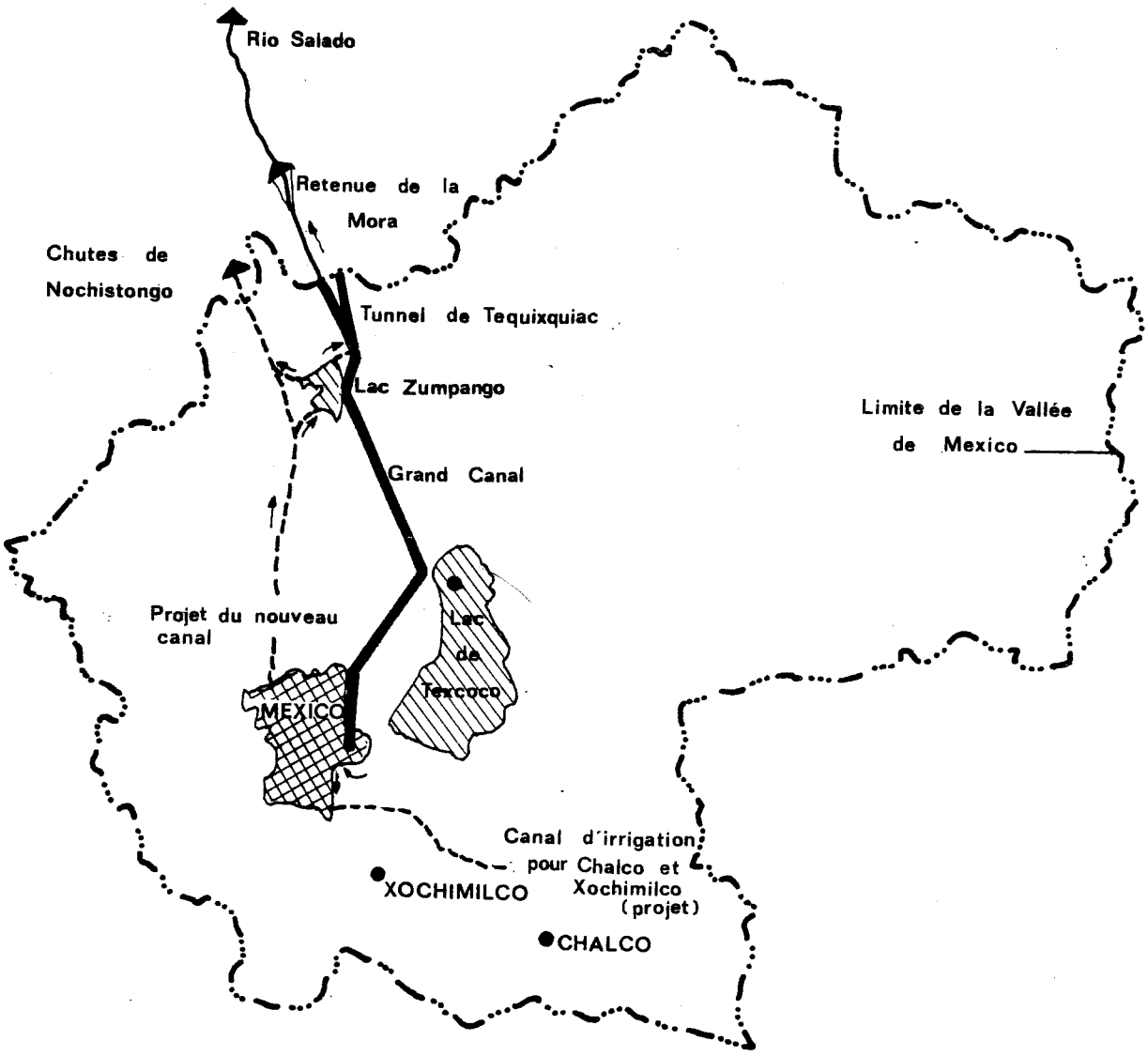
Les eaux d'égout sont déversées par la suite dans le Grand Canal qui a 47 km de long et qui se termine dans deux tunnels : le vieux de 10 km et le neuf de 11 km, puis elles sont distribuées dans la région de El Mezquital Hidalgo (voir figure n° 14).

Le volume moyen dans le grand canal au km 27 était en 1959 de 1 826 x 10^6 m3 par jour, le débit moyen de 21 m3/s, le débit maximum de 46,6 m3/s, le débit minimum de 10,1 m3/s ; des conditions d'anaérobiose se développent dans ce canal ; la vitesse moyenne de l'eau est de 0,5 m/s ce qui est insuffisant pour éviter une sédimentation et ce qui oblige à le draguer périodiquement. Le temps de séjour des effluents dans le Canal serait de 26 heures.

Les caractéristiques des eaux prélevées le long du Grand Canal sont données dans le tableau n° 60 .

2 - Utilisation urbaine des eaux d'égout

Un débit de 5 m3/seconde est traité dans cinq stations d'épuration et subit un traitement secondaire ; l'effluent traité et chloré est utilisé pour l'irrigation des parcs, des terrains de jeux et d'autres surfaces publiques importantes, pour le remplissage des lacs et le fonctionnement des fontaines dans les centres de loisirs (parc de Chapultepec, Université de Mexico, arène, parc des Sports Olympiques).



- Figure 14 -

SITUATION DU GRAND CANAL PAR RAPPORT A MEXICO ET A SA VALLEE

TABLEAU n° 60 : ANALYSES DES EAUX D'EGOUT DANS LE GRAND CANAL* (Mexico).

	km 8 +500	Km 27 +203	km 46 +900
Température des eaux d'égout °C	21	19	21
Débit moyen maximum, m3/s	19,5	17,4	16,3
Débit moyen minimum, m3/s	12,9	14,4	15,7
Débit moyen, m3/s	16,5	15,9	16,0
DBO_5 mg/l	204	197	180
K	0,283	-	-
L mg/l	205	-	-
DCO mg/l	308	296	316
Matières solides totales, mg/l	930	1 004	1 020
Matières fixes totales, mg/l	463	494	472
Matières en suspension totales, mg/l	242	230	258
Matières en suspension fixes, mg/l	106	98	109
C Imhoff	2,6	2,8	3,1
N organique	8,0	8,3	5,5
N ammoniacal (mg/l)	28,0	24,0	28
N nitrites	0,005	0,005	0,005
N nitrates	0,3	0,44	0,43
pH	7,1-7,7	7,4-7,8	7,2-7,8
Alcalinité	372	395	411
Cl^-	125	156	162
ABS	9,3	7,6	9,4
Cr (mg/l)	0,003	0,003	0,008
Cu	0,007	0,006	0,007
CN^-	0,01	0,005	0,003

*Dans la période comprise entre le 17 mai et le 21 juin 1960. Comprenant 12 analyses, durant lesquelles les précipitations totâles furent de 38 mm.

Les stations de traitement ne fonctionnent que pendant la saison sèche de novembre à mai.

Le District Fédéral a fixé le prix de l'effluent traité pour l'arrosage à l'intérieur de la ville à 25 "centavos" par m3.

3 - Utilisation agricole des eaux d'égout dans la région de Tula Hidalgo ou Mezquital Hidalgo

La zone d'irrigation est constituée en coopérative, le gouvernement possède la terre mais la prête aux fermiers aussi longtemps qu'elle sera employée pour l'exploitation agricole.

Environ 47 000 hectares sont irrigués et des plans prévoient en deuxième phase une extension de 27 000 hectares et en troisième phase de 13 000 hectares. 24 837 sont exploités par 20 295 fermiers et 20 369 hectares appartiennent à 8 278 personnes.

La zone est desservie par la rivière Tepeji, mais l'eau n'est pas utilisée pour l'irrigation, éventuellement elle s'écoule vers Tampico. Il y a 3 bassins de stockage pour l'eau d'irrigation, totalisant 301 millions de m3. Pendant la saison sèche, les eaux d'égout et les eaux d'irrigation sont utilisées ensemble ; pendant la saison humide, l'eau de la rivière naturelle est stockée pour être utilisée pendant la saison sèche. Par an, sont utilisés 700 millions de m3 d'effluent et 200 millions de m3 d'eau d'irrigation (voir figure n° 15).

Sur 47 000 hectares, 1 476 749 tonnes de produits alimentaires sont récoltés et représentent une valeur de 134 millions de francs.

Les cultures sont faites par les fermiers, en réponse à la demande du marché.

Une seule culture par an est produite, à l'exception de la luzerne pour laquelle 10 coupes sont faites.

PREVISIONS (1962)

An	Superficies irriguées	Volume d'eaux d'égout millions m3/an
1960	36 000 ha	370
1990	50 000 ha	575

Le tableau n° 61 résume la production agricole 1971-1972.

Le district d'irrigation est géré par le Département Fédéral de l'Agriculture ; le coût des opérations est payé par les fermiers ; ceux-ci ont obtenu que la luzerne rapporte une prime à la production.

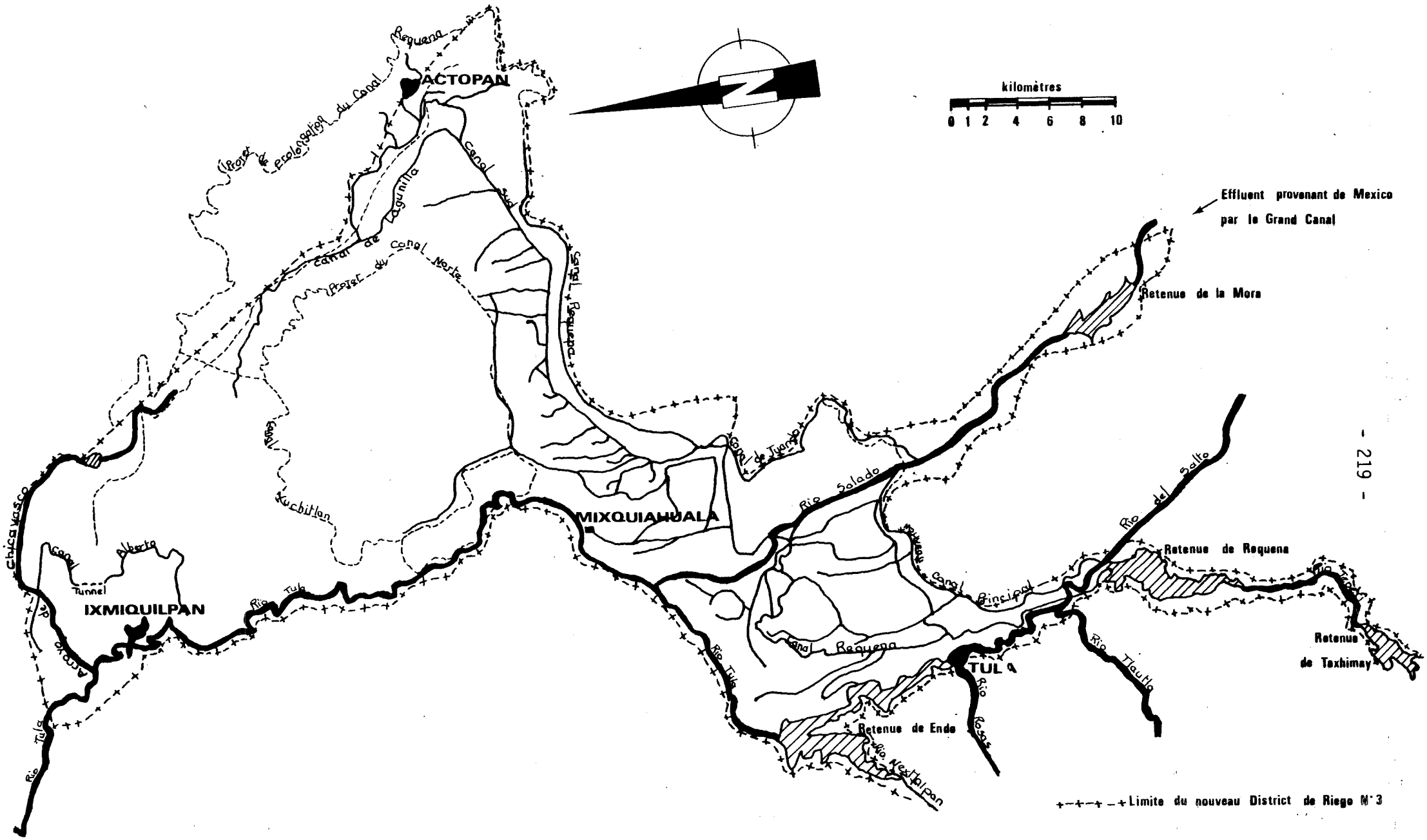


Figure 15 : DISTRIBUTION DES EAUX USEES DANS LA VALLEE DE MEZQUITAL HIDALGO

TABLEAU n° 61 : RESUME DE LA PRODUCTION AGRICOLE 1971 - 1972
(03 Irrigation District - Tula Hidalgo)

Cultures	Hectares	Tonnes
Luzerne	12 396	1 181 377
Aïl	95	258
Petits pois	13	21
Avoine verte	2 999	54 427
Courge (petite)	674	7 283
Orge (grain)	1 865	3 645
Orge (fourrage)		4 060
Oignons	24	169
Persil (graine)	4	5
Choux	28	502
Pois chiches	1	8
Piments verts	769	8 231
Fleurs	10	
Haricots	1 259	1 564
Haricots verts	58	152
Epinards	1	9
Arbres fruitiers	25	213
Tournesol	37	231
Haricots de Lima	96	1 990
Tomate (Am.)	1 555	49 438
Laitue	74	1 458
Maïs (grain)	17 054	70 261
Maïs fourrager		65 179
Maïs vert (sweet)	101	7 084
Navets (fourrage)	112	1 011
Melon	1	7
Concombre	35	167
Prairie	13	2 080
Tomate	217	2 052
Blé (grain)	7 294	13 865
Pastèque	1	4
TOTAL	46 811	1 476 751

La terre non irriguée vaut 200 francs l'hectare ; celle irriguée coûte 12 000 à 20 000 francs l'hectare.

4 - Les problèmes soulevés par l'utilisation agricole des eaux d'égout

Les problèmes sanitaires

L'irrigation des cultures avec des effluents est une source de préoccupation pour la Commission et un règlement est en cours d'élaboration. Il n'existait pas auparavant dans la législation mexicaine, de disposition particulière qui interdise l'irrigation avec des effluents bruts si ce n'est un article assez sibyllin qui dit : (article 120) "Seuls pourront être utilisés les effluents à des fins agricoles, dans le cas et sous les conditions que détermine le Conseil de Santé".

Du point de vue strictement sanitaire, la future législation précisera que les effluents qui seront utilisés pour l'arrosage devront être parfaitement oxydés et désinfectés ; cependant une limitation aussi stricte n'est pas ajustée pour le moment à la réalité du pays, car il est impossible matériellement et économiquement de l'appliquer.

La Commission considère qu'il est nécessaire de mettre en application d'une façon graduelle cette législation, en établissant initialement des dispositions plus tolérantes qui ne mettent pas en péril la santé des citoyens.

Le pourcentage de malades et de morts provoqués par des entérites a été un des problèmes sanitaires du District Fédéral.

En 1959, 7 500 personnes moururent après avoir contracté cette maladie soit 151 personnes pour 100 000 habitants, en 1960, 7 420 soit 142 personnes pour 100 000 habitants.

Il a été démontré que la cause de cette maladie est la consommation de légumes contaminés par des germes fécaux.

Avant que la règlementation sanitaire soit en vigueur, il est procédé actuellement à la désinfection des légumes qui se consomment crus dans des stations spécialement aménagées ; ils sont plongés durant trois minutes dans une suspension colloïdale d'argent et de cuivre.

Le problème des détergents

Les eaux d'égout contiennent de 70 à 220 mg/l de phosphore (ortho et polyphosphates) qui provient des détergents.

Des études réalisées sur colonnes de sols montrent que la présence d'A.B.S* dans les eaux d'égout :

* Akyl-benzo sulfonate

- augmente la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol,

- augmente l'évapotranspiration ; l'effet est notable à partir de 70 ppm et le supplément d'eau à employer peut être estimé à 10 %.

- suivant la culture, il favorise ou retarde le développement des plantes mais à des doses de 70 ppm, son effet n'est pas notable.

Le problème du bore

La présence de bore parfois en quantité importante dans les eaux d'égout inquiète les responsables qui surveillent tout particulièrement les concentrations dans le sol, dans les plantes, dans les animaux et dans les eaux.

La contamination des eaux souterraines

Dans les régions où les eaux d'égout sont employées pour l'irrigation, les aquifères sont peu contaminés du point de vue bactériologique mais ils présentent des teneurs assez fortes en ABS (4 mg/l). Aucune indication n'est donnée sur les nitrates.

BIBLIOGRAPHIE

Rapports du SECRETARIA DE RECURSOS HIDRAULICOS :
Comision Hydrologica de la Cuenca del Valle de Mexico
DAVILA J.J.
1963 Analisis de aguas negras en la Cuenca del Valle de Mexico y en la region de El Mezquital Hgo - datos del ano de 1963.

1970 Usa agricola de las aguas negras.

1971 Presencia del boro en las aguas negras de la ciudad de Mexico.

1972 La investigacion del efecto que produce en los cultivos y en el ganado el empleo de agua conteniendo detergentes.

HELIKELEKIAN H. ; 1962

Informe sobre el uso de las aguas negras y las superficiales en el valle de Mexico y la region de El Mezquital Hgo.

PALACIO C.O. ; 1974

Caracteristicas de la absorcion y lavado del boro en suelas regados con aguas negras de el distrito de Riego n° 03 de Tula Hgo.

SULLIVAN R.H., COHN M.M., BAXTER S.S. ; 1973
"Survey of facilities using land application of wastewater".
E.P.A. 430/9/73 - 006 - July 1973 -

ANNEXE

PROPOSITION DE REGLEMENT POUR L'IRRIGATION DES CULTURES AVEC DES EAUX D'EGOUT (1972)

Article 1 : On pourrait arroser avec des eaux d'égout "sédimentées" les produits suivants : maïs, blé, avoine, luzerne, betterave, haricot rouge, choux fleur, asperge, "romarin" (romero), pomme de terre, choux de Bruxelles, citrouille, artichaut, salsifis, chayote (plante américaine), haricot, aubergine, concombre, olives et oignons.

Article 2 : Les arbres fruitiers comme les citronniers, les bananiers, les noyers, les avocatiers, les manguiers, les grenadiers et les cognassiers pourront être arrosés avec des eaux d'égout sédimentées. Les autres comme les pommiers, les cerisiers, les poiriers, certaines variétés de pêchers et d'abricotiers peuvent être arrosés avec des eaux d'égout décantées à condition que l'irrigation soit suspendue au moins un mois avant la cueillette.

Article 3 : Les plantes ornementales et les fleurs, les plantes de serre et les plantes qui sont utilisées comme semences peuvent être arrosées avec des eaux d'égout décantées.

Article 4 : Les eaux d'égout sédimentées peuvent être utilisées pour la culture du fourrage, pour l'alimentation des bovins où et quand la pasteurisation du lait est obligatoire.

Article 5 : Les cultures qui ne devront pas être irriguées avec des eaux d'égout décantées, mais avec des effluents ayant subi un traitement complet et une désinfection seront les suivantes : le chou , la carotte, la laitue, le navet, le céleri, l'aïl, la tomate du Mexique, l'échalote, le cresson, le persil, le coriandre, l'épinard (cette dernière culture se consomme cuite, cependant pour des raisons psychologiques, elle doit être incluse dans l'irrigation avec des eaux désinfectées).

Article 6 : Le personnel qui travaille dans les champs agricoles doit être instruit des règles d'hygiène personnelle.

Article 7 : Toutes les personnes qui travaillent les terrains cultivés et irrigués avec des eaux décantées, devront se soumettre aux vaccinations prophylactiques contre les infections intestinales et à un examen des parasites intestinaux, au moins une fois l'an et le cas échéant à un traitement correspondant.

Article 8 : Le dépôt des produits agricoles dont l'irrigation doit être arrêtée au moins un mois avant la cueillette, devra s'effectuer dans des emballages ou sur un matériel adequat et jamais sur le sol.

1.9. Ferme d'épandage - Tilburg (Pays Bas)

Cet exemple représente une pratique d'épandage d'eaux usées fonctionnant depuis plus de 50 ans ; un suivi sur une période aussi longue étant très rare, cela méritait d'être signalé.

La ferme expérimentale traitant les effluents occupe une superficie de 100 ha, elle a été défrichée à partir d'un bois inculte sur sol sableux. Quelques restes de cette forêt originale entourent encore la ferme, et sont considérés comme témoins par rapport aux secteurs recevant eaux usées et engrais.

La plus ancienne partie de la ferme a été défrichée il y a 50 ans environ, avec élimination des arbres, nivellement du sol et installation d'un système de drainage à une profondeur d'1 m, avec un espacement des drains de 14 m ; plus récemment un espacement de 8 m a été adopté pour les nouvelles surfaces défrichées, et en modifiant l'ancien système. L'approvisionnement en eaux usées et l'élimination des eaux de drainage s'effectuent par des fossés et des canaux. Les parcelles ont une superficie de 80 x 80 m, séparées par des banquettes hautes de 40 cm.

L'apport d'eaux usées a varié au cours du temps : les 30 premières années, la dose d'apport mensuelle était de 150 mm d'effluent, puis elle est passée à 350 mm, car la production d'eaux usées augmentait. Avec l'installation d'une station d'épuration, cette dose était redescendue à 200 mm (doses d'été légèrement > aux doses d'hiver) : apport réalisé en une fois, et permettant l'infiltration en 2 jours. Cet apport convient parfaitement à l'utilisation agricole, et au traitement par le sol de l'effluent.

Cette ferme appartient à la commune de Tilburg, et sert presque exclusivement comme pâturage permanent ; le bétail est vacciné contre le charbon, chaque année avant la pâture.

Un seul ouvrier peut s'occuper du travail journalier à la ferme : apport des eaux usées, et maintenance des fossés. Ce faible coût de revient en main d'oeuvre, rend cette méthode de traitement des effluents économiquement valable.

Il n'a pas été nécessaire d'apporter d'engrais complémentaires tant qu'on utilisait les effluents bruts, c'est-à-dire jusqu'en 1972. Mais depuis, les effluents subissent un traitement primaire (dégrillage et décantation), et il est indispensable d'apporter un peu d'engrais azoté, deux fois par an.

Après 45 ans d'épandage d'eaux usées sur ce sol sableux, par submersion intermittente, on observe une bonne épuration par le sol : élimination de la DBO à 98 %, et des phosphates à 96 %. L'accumulation des phosphates se fait sur les 50 premiers centimètres : 15 à 20 % s'accumulent sous forme organique, et la partie minérale est combinée avec Al ou Fe ; il a été démontré que les phosphates combinés à Al prédominent nettement, et que ces réactions se font en 2 étapes : fixation du phosphate à la surface de l'adsorbant, et formation d'un précipité de phosphate d'alumine.

Ces apports d'effluents élèvent le pH du sol, et augmentent la teneur en matière organique. Les composés azotés de l'effluent présents sous forme organique et ammoniacale sont transformés en nitrates dans le sol, mais l'élimination de l'azote par traitement par le sol est faible.

Après tant d'années d'épandage, le sol conserve son pouvoir filtrant, qui est assez élevé puisque le pâturage est submergé pendant 2 jours seulement, après avoir reçu un apport d'eaux usées de 200 à 250 mm.

Le tableau n° 62 compare les valeurs de la DBO et des composés azotés et phosphorés pour les eaux usées (à épandre) et l'eau de drainage recueillie.

	pH	DBO_5 mgO_2/l	N Kj. mg/l	NH_4 miné.	NH_4 orga.	NO_2 mg N/l	NO_3 mg N/l	P tot.	Orth.Pho.	Polyphos. + orga
								mg PO_4/l *		
Eaux usées	7,1	381	20,5	16	4,5	0,15	0,23	33	20	13
Eaux de drainage	6,1	9	3,5	2,1	1,2	0,14	12	1,4	1,0	0,4

* 1 mg PO_4 ≠ 0,01 mmole de P

TABLEAU n° 62 : pH, DEMANDE EN OXYGENE ET CONCENTRATIONS DES COMPOSES AZOTES ET PHOSPHORES DANS LES EAUX USEES ET L'EAU DE DRAINAGE

Le tableau n° 63 montre l'évolution du sol après 50 ans d'épandage, le témoin ayant été prélevé sous forêt, dans la zone non défrichée :

- la matière organique s'accumule surtout sur les 50 premiers centimètres,
- le pH a augmenté de 2,5 unités, jusqu'a 1 m de profondeur,
- les composés phosphatés sont bien retenus par le sol.

TABLEAU n° 63 : ANALYSE DU SOL AVANT ET APRES 50 ANS D'EPANDAGE (Tilburg)

Profondeur en cm	Sol témoin						Sol inondé avec eaux usées					
	Perte au feu %	Fraction <16u	pH H_2O	P_2O_5 mg %	Al_2O_3 %	Fe_2O_3 %	Perte au feu %	Fraction <16u	pH H_2O	P_2O_5 mg %	Al_2O_3 %	Fe_2O_3 %
0 - 20	2,9	2,0	4,0	19,8	1,6	0,3	10,3	4,4	6,5	429,0	2,3	0,5
20 - 30	1,4	1,8	4,3	18,9	1,8	0,3	4,1	2,6	6,8	210,0	2,3	0,3
30 - 40	1,2	1,7	4,3	16,8	1,8	0,3	4,0	2,9	6,8	155,0	2,0	0,3
40 - 50	< 1,0	1,6	4,5	8,1	1,8	0,3	1,8	1,5	6,8	59,7	2,0	0,3
50 - 60	< 1,0	1,6	4,5	7,1	1,9	0,3	1,4	1,6	6,8	39,6	2,0	0,3
60 - 70	< 1,0	1,7	4,5	7,2	1,9	0,3	1,1	1,7	6,8	26,8	2,0	0,3
70 - 80	< 1,0	1,7	4,5	7,2	2,0	0,2	1,0	1,7	6,8	29,3	2,0	0,3
80 - 120	< 1,0	-	4,3	23,9	2,1	0,3	< 1,0	-	6,8	24,8	2,6	0,4
120 - 160	< 1,0	12,5	4,3	46,0	3,4	0,7	1,0	13,3	6,5	50,7	3,6	0,8
160 - 220	1,5	13,2	4,6	77,7	3,8	1,1	1,3	16,3	5,3	79,4	7,6	1,9
220 - 260	1,7	39,5	5,2	103,0	8,5	2,5	1,7	38,9	5,5	103,0	8,3	2,2
260 - 300	< 1,0	17,0	5,2	43,2	7,7	2,2	< 1,0	14,5	5,6	41,0	3,8	0,9

Cet exemple montre donc que l'utilisation agricole de la ferme en pâturage permanent peut être combinée avec succès avec le traitement d'une quantité d'eaux usées équivalant à 2 500 mm en un an.

BIBLIOGRAPHIE

BEEK J., de HAAN F.A.M., VAN RIEMSDIJK W.H.
Journal of Environmental Quality - 1977
Vol. 6 n° 1.

2 - EPANDAGE PAR RUISSELLEMENT CONTROLE

2.1. L'épandage des eaux usées en Australie : le système de la ferme de Werribee (Melbourne)

Historique

Dès 1890, le Ministère des Travaux Publics à Melbourne se préoccupait du traitement et de l'évacuation des eaux d'égout de la métropole. Parmi les solutions proposées, celle du traitement par le sol fut retenue, car déjà pratiquée en Europe, et le site de Werribee fut choisi ; une ferme du Ministère y fut implantée, car les conditions y étaient particulièrement favorables : vaste superficie de terrain, éloignement raisonnable de la ville, conditions climatiques intéressantes, sols appropriés.

Les travaux commencèrent en 1892 sur une zone de 3 600 ha, et en 1897 le système fonctionnait avec l'utilisation de l'effluent pour l'irrigation de pâturages, servant à la nourriture du bétail (bovins et ovins).

Vers 1900, la Ferme traitait en moyenne 55 000 m3 par jour d'effluent. Avec les années cependant, la population et l'industrie ont augmenté d'une façon très importante, et le volume d'effluent à traiter, atteignait ces dernières années 570 000 m3/jour ; la Ferme s'est donc agrandie en conséquence, et actuellement sa superficie recouvre 11 000 ha.

A partir de 1930, il a fallu orienter un peu différemment la technique de réutilisation de l'effluent : à côté de l'irrigation pratiquée en été, le ruissellement contrôlé a été adopté pour l'hiver, avec en parallèle, un système de lagunage qui fonctionnait toute l'année. Ce système reste valable à l'heure actuelle, mais la population de Melbourne atteignant 2 millions d'habitants, un nouveau terrain d'épandage a dû être aménagé ; la ferme de Werribee traite encore néanmoins 95 % des eaux usées de cette zone métropolitaine.

Cet exemple est donc tout à fait remarquable, puisqu'il fonctionne parfaitement depuis plus d'un demi-siècle ; non seulement tous les effluents de la ville sont ainsi traités, et d'une façon très économique pour la population de Melbourne, mais en plus, il y a production de bétail. Le ministère a bien l'intention de continuer à faire fonctionner ce système indéfiniment.

Les données de base

1 - Le climat

La pluviométrie à la Ferme est en moyenne de 483 mm par an, dont on peut attendre 322 mm pendant la saison d'irrigation, c'est-à-dire en été. A cette période, l'évapotranspiration est de 904 mm environ, et la quantité d'effluent appliquée est voisine de 1 120 mm, donc une grande partie de l'effluent est évapotranspirée. Le débit journalier de l'effluent brut arrivant à la Ferme varie énormément suivant la pluviométrie : le débit normal est environ de 570 000 m3/jour, mais pendant les orages, des pics de 1 140 000 m3/jour peuvent se produire.

Les variations de température sont importantes au cours de l'année : de 4°4 en hiver, à 44° en été.

2 - Le site

La ferme de Werribee occupe 11 000 ha d'une plaine autrefois improductive, aride et balayée par les vents, située au Sud de la rivière Werribee, et limitrophe de la baie de Port Phillip. Ce site répondait à un certain nombre de critères, en tant que terrain d'épandage :

- superficie de terrain importante, avec des sols et une topographie appropriés,

- faible pluviométrie, forte évaporation,

- éloignement des centres urbains,

- éloignement des points de retrait de la nappe.

Les sols sont des limons argileux rouge-brun, légèrement acides et peu profonds, recouvrant un horizon épais d'argile ; ils sont labourés mécaniquement à une profondeur de 60 cm, et bien nivelés pour assurer une distribution régulière de l'effluent. Des éléments d'endiguement sont construits, et des drains sont mis en place pour collecter les effluents épurés du système d'épandage.

Les 3/4 environ de la superficie de la Ferme sont déclarés réserve naturelle, et servent d'habitat pour une variété de gibier d'eau et bien d'autres oiseaux et animaux.

La Ferme est isolée des alentours par une zone de protection de 3 km environ.

3 - L'effluent

La Ferme de Werribee traite de 365 000 à 950 000 m3/jour d'eaux usées provenant de Melbourne, d'origine domestique et industrielle.

80 % de ces effluents sont soumis à une sédimentation préliminaire, 20 % sont appliqués non traités. Leur composition est à peu près la suivante :

DBO	600 mg/l
Matières en suspension	500 mg/l
Cl^-	400 mg/l

A l'arrivée à la Ferme, l'effluent est distribué aux différentes surfaces de traitement, par un réseau de canaux, ; en effet 3 méthodes de traitement sont employées en fonction de la saison et du débit :

- l'irrigation de pâturages (ou filtration par le sol) sur 4 200 ha,

- le ruissellement contrôlé (ou filtration par la prairie) sur 1 400 ha,

- le lagunage des effluents : sur 1 400 ha environ,

soit 7 000 ha utilisés pour le traitement des effluents, le restant du terrain de la Ferme étant consacré aux pâturages en sec, aux routes, aux constructions, etc...

On estime que pour 1 000 m3/jour d'effluent :

- la filtration par le sol exige 20 à 26 ha,

- la filtration par la prairie exige 5 ha.

Les boues en provenance de la sédimentation, et les boues collectées à partir des lagunes sont digérées en bassins aérés, séchées au sol, et par la suite utilisées comme engrais.

Les couvertures du sol sont limitées aux prairies et pâturages par la règlementation du gouvernement.

Fonctionnement du système

1 - La filtration par le sol ou l'irrigation de pâturages

Au cours des 20 premières années du fonctionnement de la Ferme, seule cette technique était pratiquée. Elle s'effectue en été, pendant la période de l'année à forte évaporation, d'octobre à avril.

Elle prend la forme d'une irrigation permanente de pâturages : à des intervalles de 18 - 20 jours, 240 ha sont irrigués chaque jour, à la dose de 100 mm par irrigation. L'effluent non utilisé par les plantes, filtre à travers le sol : il est clair, incolore et inodore, il est collecté dans les drains, et rejeté dans la baie de Port Phillip.

Cette irrigation périodique des pâturages avec des eaux contenant une grande proportion de matières fertilisantes, favorise une croissance rapide et dense de la prairie ; aussi, un pacage rationnel par les bovins, les moutons et quelques chevaux est essentiel pour maintenir ces pâturages dans de bonnes conditions, dans le but d'une épuration continue de l'effluent.

Les doses d'irrigation sont basées sur la capacité du sol à absorber l'eau, plutôt que sur la richesse de l'effluent. Entre les années 1935 et 1971, la dose annuelle d'irrigation était de 1 070 mm en moyenne, avec des variations allant de 885 à 1 280 mm. Pour une année donnée, la dose d'irrigation est fonction de la quantité et de la répartition des pluies et de l'évaporation. En moyenne, en se basant sur la concentration actuelle de l'effluent, on estime que le sol reçoit une charge équivalente de 336 kg de DBO/ha/jour.

Mais le sol agit par son pouvoir épurateur, et les plantes de la prairie prélèvent bon nombre d'éléments, aussi les composés de l'azote, du phosphore, et la plupart des métaux lourds contenus dans l'effluent, sont réduits d'une manière spectaculaire.

Le tableau n° 64 donne les résultats d'analyses effectuées sur l'eau usée d'arrivée, et l'effluent drainé (effluent moyen de drainage, représentant 7 prélèvements dans des canaux différents), ces analyses portent sur des échantillons prélevés en mai 1972.

Constituants	eau usée, non traitée (mg/l)	effluent drainé (mg/l)	élimination %
N organique	14,3	1,0	93
N ammoniacal	35,0	3,2	91
Nitrites (N)	0,75	1,3	-
Nitrates (N)	0	0,4	-
Orthophosphates (PO_4)	26,2	2,6	90
Phosphore total (PO_4)	32,1	2,9	91
Sodium : Na	400,0	770,0	-
Potassium : K	95,0	26,0	73
Calcium : Ca	65,0	45,0	30
Magnésium : Mg	80,0	107,0	-
Cuivre : Cu	0,45	0,07	84
Nickel : Ni	0,20	0,16	20
Chrome : Cr	1,0	0,09	90
Cadmium : Cd	0,01	0,006	40
Zinc : Zn	1,3	0,18	86
Plomb : Pb	0,55	0,12	78
Mercure : Hg	0,0015	0,0003	80

TABLEAU n° 64 : EFFICACITE DU TRAITEMENT (MELBOURNE)

2 - La filtration par la prairie ou le ruissellement contrôlé

Cette technique est employée pour épurer la plus grande partie du débit normal de l'effluent en hiver, entre mai et septembre, quand l'évaporation est réduite, rendant alors impraticable l'irrigation.

Dans cette méthode, l'effluent est tout d'abord dirigé dans des bassins de sédimentation, où les boues se déposent ; puis il est admis à s'écouler lentement, mais en continu, sur des surfaces aménagées en légère pente, sur lesquelles du ray-grass italien augmente l'herbage naturel, pour en faire une prairie très dense.

Les plantes agissent comme un filtre, dans lequel les micro-organismes absorbent la matière organique de l'effluent ; celui-ci drainé est collecté, et rejeté dans la baie. Les zones de ruissellement contrôlé sont pâturées seulement en été, quand elles ne sont pas utilisées pour l'épuration de l'effluent.

Les temps de rétention sont environ de 2 jours, mais ici, par contraste avec l'irrigation des pâturages, les taux d'application sont régis plus par la concentration de l'effluent que par son volume. On a estimé que des charges maxima de 1 000 kg de DBO/ha/jour pouvaient être traitées de cette manière ; mais il est plus pratique de fixer un volume d'eau usée à épandre sur ces zones de ruissellement, volume pouvant être de 188 m3/ha/jour. A la Ferme de Werribee, les charges appliquées journellement pour ce traitement, se situent autour de 75 kg de DBO/ha.

3 - Le traitement par les lagunes

Les lagunes sont un complément indispensable de ce système : elles permettent de stocker et de traiter les pointes journalières, et les affluences d'eaux pluviales, tout au long de l'année. Elles sont construites en série : les premières fonctionnent en anaérobiose, les lagunes suivantes fonctionnent en aérobiose.

Au cours de ce traitement, les effluents s'écoulent lentement en traversant plusieurs bassins peu profonds, où l'épuration est effectuée par l'oxygène, en partie adsorbé de l'atmosphère et en partie fourni par les algues en présence de lumière solaire.

Les temps de rétention, relativement courts dans la première lagune, sont plus longs dans la dernière, ils dépendent du taux d'effluent ajouté, mais sont généralement d'un mois. Les taux de charge en DBO varient avec la concentration de l'effluent et le volume ajouté.

L'expérience montre que les charges moyennes pouvant être traitées sont environ de 67 kg/ha/jour en hiver, et de 112 kg/ha/jour en été, période au cours de laquelle l'activité photosynthétique est plus grande, à cause des températures plus élevées et du temps d'ensoleillement plus long.

Efficacité et rentabilité du système

1 - Amélioration des sols

Le tableau n° 65 indique l'enrichissement des sols naturels de la Ferme en quelques constituants, après un certain nombre d'années de pratique de l'irrigation.

TABLEAU n° 65 : ENRICHISSEMENT DES SOLS APRES EPANDAGE (MELBOURNE)

Constituant	Sol naturel ppm	avant irrigation	après irrigation	
			12 ans	26 ans
N	1 400	1 200	2 620	500
P_2O_5	920	450	1 700	2 500
K_2O	3 230	1 540	8 010	10 920
CaO	2 700	600	3 200	3 900
Cl	190	420	260	210

2 - Epuration des effluents

Le tableau n° 66 rend compte des moyennes annuelles obtenues pour chacun des 3 traitements, dans l'élimination de la matière organique et de quelques constituants.

Caractéristiques	Méthodes de traitement		
	Irrigation	Ruissellement contrôlé	Lagunes
% du débit total traité	20	30	50
Elimination % :			
DBO	98	96	94
Matières en suspension	97	95	87
N total	95	60	40
P total	95	35	30
Détergent	80	50	30
Escherichia Coli	98	99,5	99,8

TABLEAU n° 66 : COMPARAISON DE L'EFFICACITE DES TROIS TRAITEMENTS (MELBOURNE)

On constate que le procédé de l'irrigation des pâturages est le plus efficace, en particulier pour l'azote et le phosphore, mais ce procédé ne traite que 20 % du volume total des eaux usées arrivant à la ferme. Exprimé en azote éliminé, l'irrigation est 8 fois plus efficace que le ruissellement contrôlé, et 13 fois plus efficace que les lagunes ; pour l'élimination du phosphore, elle est respectivement 13 et 14 fois plus efficace.

Un problème "odeurs" existe à la ferme de Werribee, insignifiant sur la zone d'irrigation, mais beaucoup plus sensible aux bassins et lagunes, et sur la zone de ruissellement contrôlé.

Des études réalisées en 1966, ont révélé que le "potentiel odeurs", basé sur la mesure de SH_2 dégagé, est 4 fois plus important en hiver qu'en été.

Les lagunes anaérobies en particulier, économiques en espace à cause de la charge élevée en DBO qu'elles peuvent épurer, sont le composant odorant essentiel, et en hiver leur superficie est plus grande qu'en été.

3 - Production de bétail

Depuis 1910, la Ferme a fonctionné comme une entreprise commerciale de la viande, produisant de jeunes boeufs de 20 - 22 mois et des vaches grasses pour le marché de Melbourne. Au cours des 62 années passées, plus de 270 000 bovins ont été vendus, et depuis 1946, la plus grande partie de la production bovine s'est reproduite et a été elevée sur la Ferme. De plus, des moutons sont engraissés sur la Ferme, et pendant cette même période, plus d'1,5 millions ont été vendus.

Quelques restrictions sanitaires sont imposées à la vente du bétail pour la boucherie, concernant en particulier le ténia du boeuf ; mais il semble qu'une certaine immunité naturelle se soit installée dans l'élevage, et le pourcentage d'animaux non commercialisables n'est guère plus élevé qu'ailleurs. De même pour le personnel travaillant à la Ferme, les cas de maladie ne sont pas plus nombreux.

4 - Prix de revient

Ce système, dans son ensemble, est particulièrement économique, car le coût de l'épuration de l'effluent est ainsi bien moindre que n'importe quel autre système.

Par exemple, pour l'année fiscale se terminant en juin 1974, le coût annuel par habitant était de 7,50 F ce qui est tout à fait minime ; le système fonctionnant depuis de nombreuses années, le capital investi est donc largement amorti.

On estime à 50 F environ le prix du traitement de 1 000 m3 d'effluent par ce procédé.

Conclusion

Il semble donc que ce système ait été très bien conçu, puiqu'il fonctionne depuis près de 80 ans !

Il présente de grands avantages, dont le plus important paraît être l'utilisation en totalité des effluents d'une ville aussi importante que Melbourne, et le rejet dans la baie de Port Phillip d'effluents bien épurés.

Les recherches dans ce domaine montrent que ces effluents contiennent beaucoup moins d'azote et de phosphore que les effluents secondaires provenant d'une station d'épuration biologique.

Non seulement l'environnement est protégé, mais une production importante de bétail satisfait le marché de Melbourne en viande de boeuf et de mouton.

Sur le fourrage irrigué par les effluents, les observations suivantes ont été faites :

- augmentation de nombreux éléments par rapport aux prairies normales, notamment en N, P, K et Na. La "tétanie de prairie" est due sans doute à un taux important de K dans l'herbe, par rapport aux teneurs en Ca et Mg qui n'ont pas varié.

- Zn, Cr et Ni sont aussi beaucoup plus élevés que dans des prairies n'ayant pas reçu d'effluents, mais apparemment, ces éléments ne présentent pas de phénomènes de toxicité sur les animaux.

Il est bien précisé dans la littérature que cette réalisation n'avait pas un but scientifique, et qu'elle était purement technique.

Mais il serait néanmoins très souhaitable, à partir de cet exemple de système d'épandage d'effluents bruts fonctionnant depuis plus d'un demi siècle, d'avoir des précisions sur les différents équilibres des macro et micro-éléments dans le système, et une description détaillée des mécanismes physico-chimiques et biologiques les régissant.

C'est peut-être à cause de ce manque de données chiffrées que la technique du ruissellement contrôlé s'est si peu répandue avec des effluents urbains ; mais la réalisation américaine d'Ada en Oklahoma, a pour but, par une étude scientifique, d'élargir l'application de cette technique d'épandage.

BIBLIOGRAPHIE

JOHNSON R.D., JONES R.L., HINESLY T.D., DAVID D.J. ; 1974
"Selected chemical characteristics of soils, forages and drainage water from the sewage farm serving Melbourne, Australia".
Prepared for Department of the Army, Corps of Engineers - January 1974 -

SEABROOK B.L. ; 1975
"Land Application of Wastewater in Australia - The Werribee Farm System".
Melbourne and Metropolitan Board of Works - Victoria - Australia
U.S. Environmental Protection Agency - May 1975 -

SULLIVAN R.H., COHN M.M., BAXTER S.S. ; 1973
"Survey of facilities using Land Application of Wastewater".
EPA - 430/9 - 73-006 - July 1973 -

2.2. Possibilités d'utilisation du ruissellement contrôlé pour le traitement des eaux usées domestiques brutes : Etude pilote de Ada (Oklahoma, U.S.A.

Introduction

La technique du ruissellement contrôlé a été employée essentiellement aux U.S.A. pour le traitement d'effluents industriels provenant en particulier d'industries alimentaires. La réalisation de Melbourne, en Australie décrite précédemment, est la plus importante dans le monde, à utiliser des effluents urbains par cette technique. Mais pour citer quelques chiffres du système de Paris au Texas (U.S.A.), qui épand de cette manière des eaux usées de conserverie, l'effluent collecté par rapport à l'effluent épandu se caractérise par une réduction de 98,5 % en DBO, 93,5 % en matières en suspension, 84 % en azote total et 40 % en phosphore total.

D'après ces résultats encourageants, l'U.S. Environmental Protection Agency s'est préoccupée d'étudier d'une façon plus scientifique l'épandage d'eaux usées urbaines par cette technique, estimant que le ruissellement contrôlé possède un potentiel appréciable pour l'obtention du traitement avancé des effluents, et de ce fait doit être développé. Ceci en vue d'une application éventuelle de cette technique à plus de 5 000 petites communes rurales des U.S.A. (6 000 habitants en moyenne), qui ne peuvent "se payer" un traitement avancé conventionnel des effluents, alors que le ruissellement contrôlé est une technique de faible coût, à condition de disposer d'une certaine superficie de terrain, ce qui est le cas pour ces communes.

C'est pourquoi une étude a été entreprise à Ada en Oklahoma en 1970 au Laboratoire de Recherches de l'Environnement :

a) pour évaluer la possibilité de pratiquer le traitement de l'effluent brut par le ruissellement contrôlé, tout au long de l'année, dans un climat tempéré ;

b) pour déterminer les doses admissibles d'épandage, afin d'obtenir un niveau élevé de traitement avancé des effluents ;

c) pour développer des données suffisantes en vue de mettre en oeuvre un système à grande échelle, sous des conditions climatiques comparables.

Données de Base

1 - Le climat

Ada a été choisie car son climat tempéré est à priori favorable au fonctionnement du système tout au long de l'année.

La moyenne des précipitations annuelles est de l'ordre de 1 000 mm ; 26 jours par an ont plus de 12,5 mm de précipitation. Les températures moyennes minima sont positives pour tous les mois, sauf janvier où la moyenne minimum tombe à -1°C. La moyenne des températures maxima journalières est supérieure à 10°C d'un bout à l'autre de l'année.

Le système expérimental est prévu sans considérations spéciales pour la poursuite du fonctionnement sous des conditions climatiques défavorables (fortes pluies, froid, etc...), le retard dû aux variations climatiques est simplement estimé.

2 - Le site

Les parcelles expérimentales mesurent 11 x 36 m, elles sont égalisées à une pente uniforme de 2 à 4 % ; en bas de pente, des postes d'échantillonnage recueillent les eaux écoulées.

Le sol est une argile "lourde" qui ralentit le mouvement de l'eau, ce qui est nécessaire pour un bon fonctionnement du ruissellement contrôlé.

3 - L'effluent et sa distribution

L'effluent domestique brut provient de l'égout principal de la ville, il est sédimenté pendant quelques minutes pour éliminer le sable, écumé pour enlever les matières flottantes gênantes, et tamisé avant d'être distribué aux parcelles.

Cette distribution s'effectue au moyen d'applicateurs, qui ne provoquent pas d'aérosols, et peuvent fonctionner à des pressions hydrauliques relativement basses (1 kg/cm2).

Les buses recevant l'effluent, l'envoient dans des barres de distribution situées à 1,20 m du sol, et soutenues par un support de béton : l'effluent est pulvérisé sur 1/3 de la superficie de la parcelle en haut de pente.

Le fonctionnement et le rendement du système

1 - Variation de la charge appliquée

La principale variable à estimer dans cette étude est l'effet de la charge appliquée sur la performance du système, sous l'influence des variations climatiques saisonnières. Des buses à orifices différents sont utilisées pour obtenir des charges moyennes superficielles de 74, 86 et 98 mm/semaine.

La dose d'épandage est ajustée en fonction des saisons :

- en hiver, sur 3 mois, elle est égale à 85 % de la dose moyenne alors qu'en été elle est au contraire supérieure de 15 % à la moyenne,

- au printemps et à l'automne, ce sont les doses moyennes qui sont apportées.

Le fonctionnement en été prévoit 9 heures d'application par jour pendant 6 jours ; au printemps et à l'automne 8 heures d'application par jour pendant 6 jours, alors qu'en hiver, l'application est aussi de 8 heures par jour mais seulement pendant 5 jours.

2 - Prélèvement des échantillons

Durant toute l'année, des échantillons de l'effluent brut tamisé et de l'écoulement de chacune des 3 parcelles expérimentales sont collectés, chaque semaine ou toutes les 2 semaines. Ces prélèvements ne sont arrêtés que pendant les périodes où les opérations sont interrompues pour éliminer la végétation ou à cause du gel.

Les échantillons d'effluent brut sont collectés pour représenter un échantillon moyen d'effluent épandu pendant 8 à 9 heures. Les échantillons d'effluent épuré après ruissellement, sont prélevés pour représenter l'écoulement à son débit maximum.

Ils sont tous soumis à l'analyse pour une quinzaine de paramètres normalement employés pour caractériser la teneur en matières en suspension, la DBO et la teneur en éléments nutritifs.

3 - Les résultats

Les données analytiques du tableau n° 67 se rapportent à l'effluent brut ; elles sont établies sur une période de 18 mois, avec 25 échantillons prélevés.

Connaissant les doses appliquées et les teneurs moyennes, on peut donc calculer par exemple la DBO : ainsi, avec une dose d'épandage de 98 mm/semaine, le sol reçoit une charge correspondant à 147 kg de DBO/ha/semaine ; le maximum d'été est de 169 kg/ha, le minimum d'hiver de 125 kg/ha, toujours par semaine.

Pour l'azote, les charges annuelles se situent entre 910 kg/ha et 1 200 kg/ha ; cette charge est nettement supérieure à ce que peuvent prélever les plantes et les récoltes.

TABLEAU n° 67 : CARACTERISTIQUES DE L'EFFLUENT BRUT EPANDU A ADA

Paramètres	Concentration en mg/l		
	Moyenne	Maximum	Minimum
Eléments totaux	1 014	1 660	650
Matières volatiles	300	525	149
Matières en suspension	160	420	52
Matières volatiles en suspension	123	306	40
Matières dissoutes totales	854	1 504	525
DBO_5	150	273	84
DCO	314	620	130
C organique total	89	198	21
N total	23,6	36,8	10,7
N Kjeldahl	22,8	36,8	8,3
N ammoniacal	17,0	29,0	6,9
Nitrates + nitrites (N)	0,8	-	-
Phosphore total	10,0	15,0	4,8

Quand un système d'épandage est mis en fonctionnement, il faut attendre 3 à 4 mois avant de pouvoir interpréter les résultats d'analyses ; une période de rodage est nécessaire, pour qu'une végétation s'établisse sur une parcelle qui vient d'être préparée et semée..

Ces caractéristiques des effluents après traitement sont données dans les tableaux n° 68 et 69.

TABLEAU n° 68 : EFFICACITE DU TRAITEMENT EN HIVER
Qualité chimique de l'effluent ruisselé pendant l'hiver (novembre 1971 à avril 1972)

Paramètres	Concentration moyenne en mg/l		
	parcelle à 74 mm/sem.	parcelle à 86 mm/sem.	parcelle à 98 mm/sem.
Eléments totaux	702	722	727
Matières volatiles	174	174	169
Matières en suspension	12	8	9
Matières volatiles en suspension	7	5	5
Matières dissoutes totales	690	714	718
DBO_5	12	11	8
DCO	53	48	46
C organique total	22	14	15
N total	5,4	7,2	6,8
N Kjeldahl	2,4	3,6	2,9
N ammoniacal	0,5	2,0	1,3
Nitrates (N)	2,8	3,4	3,7
Phosphore total	4,4	5,4	5,1

D'après les courbes de variation de ces paramètres en fonction du temps, on constate que la concentration des matières en suspension et la DBO augmente légèrement pendant l'hiver, mais ces paramètres restent au dessous de 20 mg/l, valeur considérée comme étant un niveau excellent de traitement secondaire.

Pour l'azote, on observe un pic vers la fin de janvier, attribué vraisemblablement au fait que la végétation est dormante, mais dès la fin du mois de février, le taux d'azote des eaux ruisselées diminue. Il y a donc bien une influence nette de la saison sur l'élimination de l'azote. Pour le phosphore, un pic se manifeste également fin janvier, il est cependant moins accusé que pour l'azote.

TABLEAU n° 69 : EFFICACITE DU TRAITEMENT EN ETE
Qualité chimique de l'effluent ruisselé pendant l'été (mai 1972 à septembre 1972)

Paramètres	Concentration moyenne en mg/l		
	parcelle à 74 mm/sem.	parcelle à 86 mm/sem.	parcelle à 98 mm/sem.
Eléments totaux	814	848	817
Matières volatiles	142	143	140
Matières en suspension	8	6	8
Matières volatiles en suspension	5	4	4
Matières dissoutes totales	806	842	809
DBO_5	11	7	8
DCO	73	59	58
C organique total	23	18	19
N total	2,6	2,2	2,2
N Kjeldahl	1,8	1,7	1,7
N ammoniacal	1,0	0,7	0,6
Nitrates (N)	0,4	0,5	0,4
Phosphore total	4,0	4,3	4,3

Le pourcentage d'élimination des matières en suspension et de la DBO égale ou dépase 95 % et la concentration de ces constituants dans la parcelle est en tout cas inférieure à 10 mg/l.

En ce qui concerne l'azote, on peut attribuer au prélèvement par la plante et la récolte, la différence entre les performances d'hiver et d'été : en hiver, l'azote est éliminé de 70 à 77 %, alors qu'en été, ces valeurs atteignent 89 et 93 %.

Pour le phosphore, les différences sont moins importantes, mais elles existent néanmoins.

La réduction importante de la DBO et des matières en suspension s'explique comme étant le résultat d'une oxydation par la population microbienne du sol.

Quant à l'azote, on ne peut attribuer son taux d'élimination uniquement au prélèvement par la culture, à la rétention par le sol, ou à la perte par ruissellement. Les auteurs font intervenir le théorie de la nitrification-dénitrification, suivant laquelle l'azote partirait dans l'atmosphère sous forme gazeuse. Les remarques suivantes permettent de déterminer l'élimination optimum de l'azote en relation avec la charge en DBO :

a) l'élimination de l'azote est un procédé continu, et il n'augmenterait ni ne diminuerait d'une manière importante avec le temps.

b) un système en sous-charge du point de vue de la DBO aura une capacité d'élimination de l'azote plus faible, et produira un effluent contenant beaucoup de nitrates.

c) un système en surcharge, aura aussi une capacité d'élimination de l'azote plus faible, mais l'effluent contiendra des formes réduites de l'azote plutôt que des nitrates.

Par contre, l'élimination du phosphore est réduite par rapport à celles de la DBO et de l'azote. On sait qu'il y a peu de phosphore éliminé par la plante, et peu de phosphore qui intervient dans les processus microbiens, la plus grande partie est adsorbée par le sol. Pour les utilisateurs du ruissellement contrôlé qui estiment que l'élimination du phosphore n'est pas assez importante, ils peuvent recourir à la précipitation chimique du phosphore avant épandage. Une autre possibilité serait de procéder à une infiltration dans le sol après le ruissellement contrôlé ; des études doivent être entreprises à Ada à ce sujet.

Conclusion

Il ressort de cette étude scientifique effectuée à Ada, un certain nombre de points bien précis :

- il est possible d'utiliser le ruissellement contrôlé pour réaliser un traitement avancé d'effluents bruts (après sédimentation et tamisage),

- ces systèmes simples et économiques pourraient être facilement développés en vue d'une utilisation par les communes rurales en climat tempéré,

- de tels systèmes fonctionneraient d'une manière satisfaisante avec une charge moyenne de 100 mm/semaine, sous réserve que les conditions climatiques soient comparables à celles du site testé,

- un système fonctionnant bien doit produire un effluent contenant moins de 10 mg/l de matières en suspension et de DBO_5,

- un système qui fonctionne bien parviendrait à une élimination de 90 % de l'azote en été, mais ce pourcentage s'abaisserait fortement en hiver,

- l'élimination du phosphore serait environ de 50 % avec une variation saisonnière relativement faible.

BIBLIOGRAPHIE

THOMAS R.E., JACKSON K., PENROD L. ; 1974
"Feasibility of overland flow for treatment of raw domestic wastewater".
E.P.A. 660/2 - 74 - 087 - Décembre 1974 -

3 - EPANDAGE PAR INFILTRATION-PERCOLATION

3.1. Le projet de la "Salt River Valley"- Etude du projet pilote des "Flushing Meadows" Arizona - U.S.A.

La "Salt River Valley" dans le centre de l'Arizona est une zone à agriculture intensive gagnée par une rapide urbanisation.

Un tiers de l'eau utilisée dans la vallée est fournie par la nappe qui est essentiellement non réalimentée. De ce fait, son niveau baisse de 3 mètres environ par an, et cette diminution pourrait être minimisée par l'utilisation d'effluents domestiques issus de deux stations d'épuration à boues activées. Le rejet dans le lit de la "Salt River" est actuellement de 3,5 m3/seconde ; il augmente chaque année de 0,22 à 0,26 m3 par seconde consécutivement à l'augmentation de la population ; un débit de 10,5 m3/seconde (ou 332 millions de m3 par an) peut être prévu pour l'an 2000..

Ces effluents pourraient être réutilisés en partie pour irriguer 24 000 hectares de terrains agricoles et alimenter d'autres activités comme les industries et les loisirs.

Dans ce cadre et en accord avec les normes de l'Arizona, ces effluents avant leur réutilisation doivent subir un traitement complémentaire de façon à diminuer la DBO et les matières en suspension à moins de 10 mg/l, et si nécessaire, être désinfectés ; la densité des coliformes fécaux doit être ramenée à moins de 200 pour 100 ml. Dans le cadre de certaines utilisations comme les loisirs, ces effluents doivent être débarrassés également de l'azote et du phosphore.

Les conditions hydrogéologiques dans le lit de la "Salt River" sont favorables pour une épuration des effluents par percolation à travers le sol, et assurer ainsi une recharge de nappe effectuée à partir de bassins d'infiltration. Afin de tester cette opération, un pilote a été construit en 1967.

Le "Flushing Meadows Project"

1 - Description des aménagements

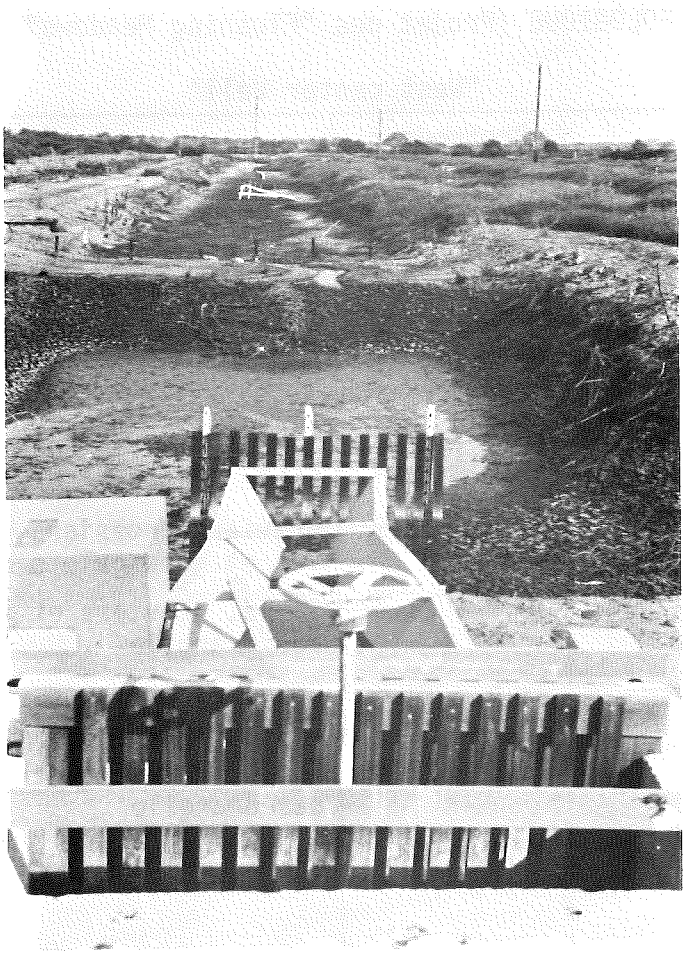
Le projet pilote appelé "Flushing Meadows Project" est localisé dans le lit de la "Salt River" à 2,5 km en aval de la station de traitement.

L'effluent ayant subi un traitement secondaire est pompé dans un canal et mis dans six bassins parrallèles de 6,1 m x 214 m séparés de 6,1 m (voir figure 18 du chapitre V).

Une lame d'effluent de 0,3 m d'épaisseur constante est maintenue par surverse.

PHOENIX
(Arizona - U.S.A.)

"Flushing Meadows" - Expérimentation pilote



- ouvrage d'arrivée au bassin de présédimentation

- le bassin d'infiltration.

TABLEAU n° 70 : COUPE GEOLOGIQUE (Projet des "Flushing Meadows")

"East Well"		"West center Well"	
Profondeur en m	Matériau	Profondeur en m	Matériau
0 - 0,9	Sable limoneux fin	0 - 0,9	Sable limoneux fin
0,9 - 8,1	Sable, graviers et gros galets	0,9 - 9,9	Sable et graviers
8,1 - 9	Sable lavé, graviers et gros galets	9,9 - 13,2	Galets et graviers
9 - 14,7	Sable fin, lavé avec localement des galets	13,2 - 15	Sable et graviers
14,7 - 24,3	Sable fin lavé avec quelques couches fines de gravier	15 - 17,1	Sable et traces d'argile
24,3 - 36,3	Sable fin lavé	17,1 - 18,9	Graviers grossiers, lavés et gros galets
36,3 - 37,8	Sable fin avec des traces d'argile	18,9 - 21,6	Sable, graviers et traces d'argile
37,8 - 40,8	Sable fin lavé	21,6 - 25,8	Graviers grossiers et gros galets
40,8 - 43,8	Sable lavé et graviers	25,8 - 29,4	Sable, graviers et traces d'argile
43,8 - 59,1	Sable lavé fin	29,4 - 30	Sable fin
59,1 - 60	Sable fin et graviers		
60 - 74,1	Sable fin		
74,1	Couche argileuse		

Les doses d'infiltration dans les bassins sont déterminées par la comparaison des débits d'entrée et des débits de sortie enregistrés par des appareils.

Des puits d'observation sont installés sur la ligne médiane des bassins d'infiltration. Les puits recueillent l'eau à 6,1 m de profondeur excepté ceux du centre Est et du Centre Ouest qui obtiennent respectivement l'eau à 9,2 m et 30,5 m de profondeur (figure n°18 du Chapitre V).

Les sols des bassins 3, 4, 5 et 6 sont couverts par la végétation ("bermuda grass", riz) ; ceux du bassin 1 sont nus et ceux du bassin 2 sont couverts de graviers.

2 - Caractéristiques géologiques

Le sol et le sous-sol sont constitués par (tableau n° 70) :

- une couche de sable limoneux de 0,9 m d'épaisseur,
- des couches de sable grossier et de graviers de 0,9 m d'épaisseur accumulées sur une hauteur de 76 mètres,
- une couche argileuse qui sert de base à l'aquifère.

Le niveau piézométrique se situe à environ 3 mètres de profondeur.

3 - Caractéristiques climatiques

La région de Phoenix subit un climat aride, chaud et sec. Le tableau n° 71 présente les températures et les précipitations moyennes en une année.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	An
Températures °C	10	12	15	20	25	30	32	31	29	22	15	11	21
Précipitations mm	18	21	16	77	30	2	19	27	18	11	11	21	180

TABLEAU n° 71 : DONNEES CLIMATIQUES (Flushing Meadows)

4 - Doses d'infiltration

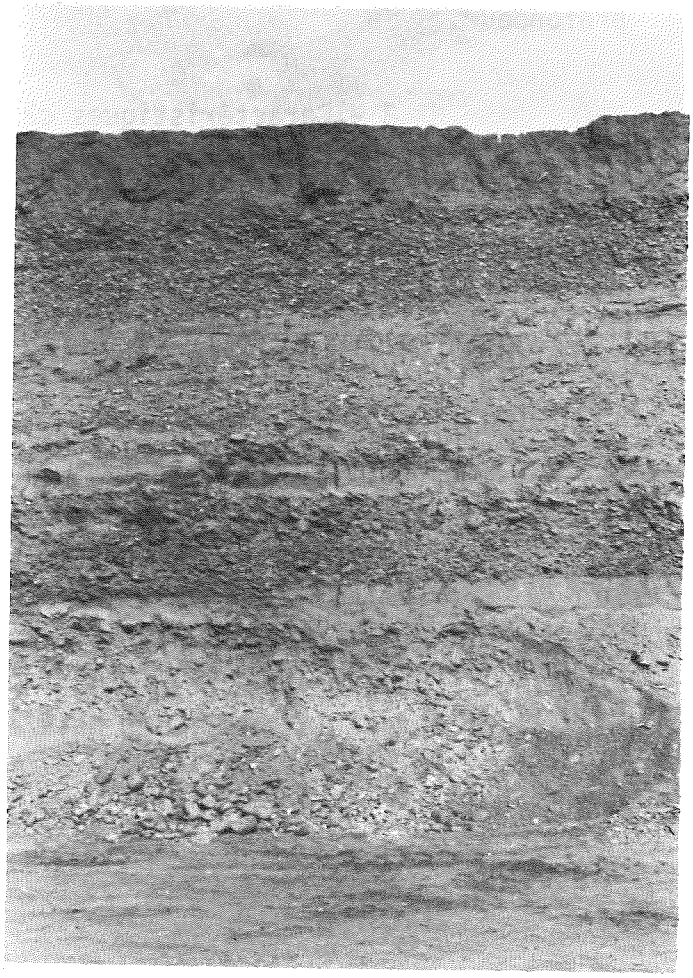
La vitesse d'infiltration dans les bassins décroît généralement durant la submersion mais elle se rétablit après la période de sècheresse.

PHOENIX
(Arizona - U.S.A.)

"Flushing Meadows" - Expérimentation pilote

- irrigation du coton avec les eaux de drainage des bassins d'infiltration.

- les sédiments à travers lesquels percolent les eaux.



La durée maximum de l'infiltration a été obtenue avec des périodes de submersion d'environ 20 jours alternant avec des périodes sèches de 10 jours en été et 20 jours en hiver.

Avec ce programme de travail, l'infiltration annuelle varie de 91 mètres à 122 mètres ; la lame d'eau dans les bassins est en moyenne de 0,3 mètres.

Les quantités infiltrées sont élevées dans des bassins avec végétation, plus basses dans ceux à sol nu et encore moindres dans ceux à sol couvert de graviers.

Cependant au printemps et en été, dans les bassins avec végétation l'épaisseur de la lame d'eau n'excède pas quelques centimètres et les périodes de submersion sont très courtes (quelques jours) afin de permettre à la végétation de se développer.

La charge hydraulique maximale est obtenue dans les bassins à sol nu avec une profondeur de l'ordre de quelques décimètres.

5 - L'entretien des bassins

Si le poids des matières en suspension contenues dans l'effluent peut être maintenu entre 10 et 20 mg/l, peu de boues s'accumulent dans le fond des bassins, et ceux-ci peuvent être utilisés durant plusieurs années sans être nettoyés.

Si ce poids est supérieur à 20 mg/litre, le nettoiement doit être effectué chaque année, voire même plusieurs fois par an.

6 - L'épuration des effluents

Elle comporte différents processus, qui sont principalement :

- l'élimination de l'azote
- " du phosphore
- " du bore
- " des sels, diminution du pH
- " des métaux lourds
- la diminution de la demande en oxygène
- l'épuration bactériologique.

. L'épuration de l'azote

La moyenne d'azote contenue dans l'effluent est environ de 35 ppm et est en forte proportion sous forme ammoniacale.

L'infiltration annuelle étant environ de 91 mètres, la charge en nitrates du système peut être évaluée à 34 000 kg par hectare et par an.

Cette quantité est beaucoup plus importante que les quelques cent kilogrammes qui peuvent être épurés par le sol chaque année grâce à la croissance et à la récolte d'une culture.

La seule façon d'éliminer des quantités importantes d'azote consiste à opérer une dénitrification dans le sol.

Ceci impose d'apporter des nitrates et du carbone dans un milieu anaérobie de façon à provoquer une dénitrification.

Ces conditions pédoclimatiques peuvent être réalisées dans le sol et le sous-sol des bassins d'infiltration grâce à un programme de submersion et de dessiccation.

En effet, on observe :

- Lorsque de courtes mais fréquentes périodes d'inondation de 2 à 3 jours sont suivies de 3 à 5 jours de sècheresse durant les mois de juillet et août, la plus grande partie de l'azote qui est sous forme ammoniacale est convertie en nitrates dans l'eau épurée et percole.

- Lorsque des périodes plus longues de submersion et de dessiccation de plusieurs semaines chacune, sont observées de septembre à janvier, les teneurs en ammoniaque dans l'eau épurée ne varient pas et celles en nitrates sont nulles excepté au début de la submersion où l'oxygène présent dans le sol assure une nitrification.

L'azote sous forme d'ammonium peut être adsorbé sur l'argile et la matière organique du sol et rejeté sous forme gazeuse.

Quand la submersion est arrêtée, le drainage et l'assèchement du sol sous les bassins permettent à l'oxygène d'entrer dans le sol. Ces conditions pédoclimatiques provoquent une nitrification de l'ammonium adsorbé durant la période de sècheresse.

Lorsque la submersion est reprise, les nitrates enrichissant l'eau capillaire dans le sol sont entraînés par la nouvelle infiltration et occasionnent une élévation du taux des nitrates dans l'eau des puits qui est observée, 5 à 10 jours après le départ de la nouvelle submersion.

Cependant la totalité de l'ammonium adsorbé n'est pas lessivée sous forme de nitrates.

. Epuration du phosphore

La concentration en phosphate (orthophosphate) dans l'effluent était de 15 ppm en 1969 et a baissé à 10 ppm depuis 1970 ; il est possible que cette chute soit due à l'emploi de détergents à basse teneur en phosphates.

Dans les eaux pompées dans la nappe, cette teneur est très faible mais variable d'un puits à l'autre et il semblerait que ces différences soient en relation avec la granulométrie du sol.

L'épuration du phosphore a été constante depuis le début de la recharge de nappe ; elle est probablement due à une précipitation par le calcium.

. Epuration du bore

La concentration en bore de l'effluent est passée de 0,4 ppm en 1968 à environ 0,8 ppm en 1971 et 1972.

Le bore n'est pas retenu dans les couches de sable et de graviers du sol et du sous-sol.

. Les métaux lourds

Les métaux lourds contenus dans l'effluent et dans l'eau épurée de plusieurs puits ont été analysés par spectrométrie d'absorption atomique. Les résultats sont présentés dans le tableau n° 72.

Métal	Effluent mg/l	Eau épurée mg/l			
		Puits 1 - 2	Puits ECW	Puits 1	Puits 7
Zinc	193	35	108	-	37
Cuivre	123	16	17	-	17
Cadmium	7,7	7,2	7,2	-	7,3
Plomb	82	66	66	-	66
Mercure	2,1	-	1,3	-	1,4

TABLEAU n° 72 : EFFICACITE DE L'INFILTRATION PERCOLATION VIS-A-VIS DES METAUX LOURDS (Flushing Meadows)

Les concentrations de cuivre et de zinc sont plus basses dans l'eau épurée que dans l'effluent. Il en est de même mais à un degré moindre pour celles du mercure (40 %).

La percolation de l'effluent à travers les couches de sol ne diminue pas les teneurs en cadmium et en plomb.

. Les sels

Les sels totaux contenus dans l'effluent et l'eau épurée varient habituellement de 1 000 à 1 200 ppm.

L'évaporation dans les bassins peut occasionner des concentrations en sels de l'ordre de 2 %.

. Le pH

Le pH de l'effluent est généralement de 8, celui du percolat peut baisser jusqu'à 7.

Cette baisse est probablement due à la production de gaz carbonique et d'acides organiques provenant de la vie microbienne du sol.

La nitrification de l'ammonium ainsi que la diminution des carbonates peuvent également réduire le pH.

. La demande en oxygène

La DBO_5 de l'eau épurée est généralement inférieure à 0,5 mg/l ; celle de l'effluent varie de 10 à 20 mg/l.

La carbone organique total de l'effluent fluctue entre 10 et 30 mg/l, celui du percolat entre 2 et 7 mg/l.

La DCO passe de 30 - 60 mg/l à 10 - 20 mg/l.

Il existe une relation entre la DCO, le carbone organique total de l'effluent et de l'eau épurée qui est de la forme :

$$C.O.T. = 0,25\ DCO + 1,30$$

Le coefficient de corrélation est de 0,83.

. L'épuration bactériologique

La densité des coliformes dans l'effluent est normalement de l'ordre de 10^5 - 10^6 dans 100 ml d'effluent.

Elle est généralement réduite à environ 0 - 10^1 pour 100 ml dans l'eau épurée.

Au départ d'une longue période de submersion, faisant suite à une longue période de sècheresse, la densité des coliformes peut augmenter et être quelques fois de plusieurs centaines pour 100 ml.

D'une façon générale, elle décroît lorsque croît le trajet souterrain du percolat.

Aucun coliforme n'a été détecté à 91 mètres de profondeur et on peut considérer que la plus grande partie de leur élimination s'effectue dans les 90 premiers centimètres de sol.

7 - Aspects économiques

L'infiltration de l'effluent et son pompage dans la nappe coûtent environ 15 dollars par million de gallons soit 4,3 $ par 1 000 m3.

Coût estimatif

- Acquisition du terrain	4 930	$ par hectare
- Construction des bassins et distribution de l'effluent	2 465	" "
- Puits et pompage (1 puits pour 4 hectares de bassins)	1 235	" "
Total	8 630	$ par hectare
Amortissement du capital	1 970	$ par hectare et par an
Maintenance	495	$ par hectare et par an
Total	2 465	$ par hectare et par an
Coût de l'amortissement et de la maintenance par m3 d'eau épurée	2,68	$ par 1 000 m3
Coût du pompage de l'eau épurée	1,62	$ par 1 000 m3
Coût total	4,3	$ par 1 000 m3

Remarque : Les inondations catastrophiques de l'hiver 1977 - 1978 ont emporté les bassins d'infiltration. Un autre projet est en cours de réalisation à côté de Phoenix à Mesa.

BIBLIOGRAPHIE

BOUWER H. ; 1974
"Renovating Municipal Wastewater by high rate infiltration for ground water recharge".
Journal A.W.W.A., 66, 159 - 162.

BOUWER H., LANCE J.C., RIGGS M.S. ; 1974 a
"High rate land treatment II : Water quality and economics aspects of the Flushing Meadows Project".
Journal W.P.C.F. 46, 845 - 858.

BOUWER H., RICE R.C., ESCARCEGA E.D. ; 1974 b
"High rate Land treatment I : Infiltration and hydraulic aspects of the Flushing Meadows Project".
Journal W.P.C.F. 46, 834 - 843

3.2. Le "Dan Region Project" (Israël)

Introduction

Le problème de l'eau en Israël devient au cours des années de plus en plus crucial ; en effet, les ressources naturelles s'avèrent insuffisantes pour les besoins croissants du pays, qu'ils soient agricoles (80 %), domestiques (15 %), ou industriels (5 %).

Ce déficit ne peut actuellement être comblé que par deux nouvelles possibilités : la régénération des effluents urbains, et la désalinisation de l'eau de mer, mais cette dernière est encore d'un coût très élevé.

Le problème de l'eau est particulièrement ardu dans la région de Tel-Aviv, qui est la plus peuplée d'Israël, avec plus d'un million d'habitants, compte tenu des 6 municipalités avoisinant Tel-Aviv. Un vaste projet d'aménagement, concernant le traitement et la récupération des eaux usées a été mis au point ces dernières années.

Jusqu'à présent, Tel-Aviv n'avait pas de station d'épuration, et par un tout à l'égout, les rejets se faisaient directement en mer Méditerranée, par l'intermédiaire de plusieurs émissaires, mais les plages autour de Tel-Aviv commençaient à devenir dangereusement polluées.

Une solution s'imposait donc, et le "Dan Region Project" fut conçu pour traiter la production d'eaux usées de la région, c'est-à-dire 110 millions m3/an (soit environ 300 000 m3/jour), et récupérer la plus grande partie des effluents épurés.

Ce projet comprend 2 phases dans sa réalisation :

- une première partie, en fonctionnement depuis 2 ans, traite 20 millions m3/an ; elle est basée sur un système de lagunes, un chaulage et une recharge de nappe. Elle sera décrite en détail au paragraphe suivant.

- la deuxième partie devra traiter 100 millions m3/an ; planing et projet sont réalisés, et la construction de la station (biologique par boues activées) est prévue pour 1980.

1ère phase du projet

1) Généralités

Cette 1ère phase concerne une population urbaine de 250 000 habitants environ, du Sud de la zone métropolitaine de Tel-Aviv. Le traitement porte sur 20 millions m3/an, et la régénération de l'effluent atteint 15 millions m3/an.

Ce projet comporte :

- la collecte des effluents de toutes les villes de la région, et leur pompage sur le lieu des travaux de traitement, situés dans la partie Sud de la zone.

- les traitements biologique et chimique des effluents.

- le pompage de l'effluent traité vers les bassins de recharge localisés sur les dunes de sable, à l'Est et à l'Ouest de la station de traitement.

- le pompage de l'eau de l'aquifère au moyen de puits de récupération ; ceux-ci seront placés autour des champs d'infiltration à des distances telles qu'une longue rétention et une certaine dilution dans l'aquifère soient réalisées.

- et la conduite de l'eau, après désinfection, vers le système national d'alimentation en eau.

2) Les conditions de milieu

Les conditions de milieu de la zone choisie (Sud de Tel-Aviv) sont particulièrement favorables à la recharge de nappe :

- la région, du point de vue climatique, se prête bien au traitement des effluents. Les principales données climatiques, se rapportant à Tel-Aviv sont les suivantes :

. pluviométrie moyenne annuelle 535 mm

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Température	11°5	12°3	13°4	16°5	20°5	23°2	25°2	25°6	23°9	21°4	17°9	14°1
Pluviométrie en mm	135,3	84,5	56,2	9,6	2,7	0	0	0	1,6	16,0	84,0	145,0

- de vastes surfaces de dunes de sable sont disponibles au voisinage de la zone du projet, ce qui favorise l'infiltration de l'effluent dans la nappe.

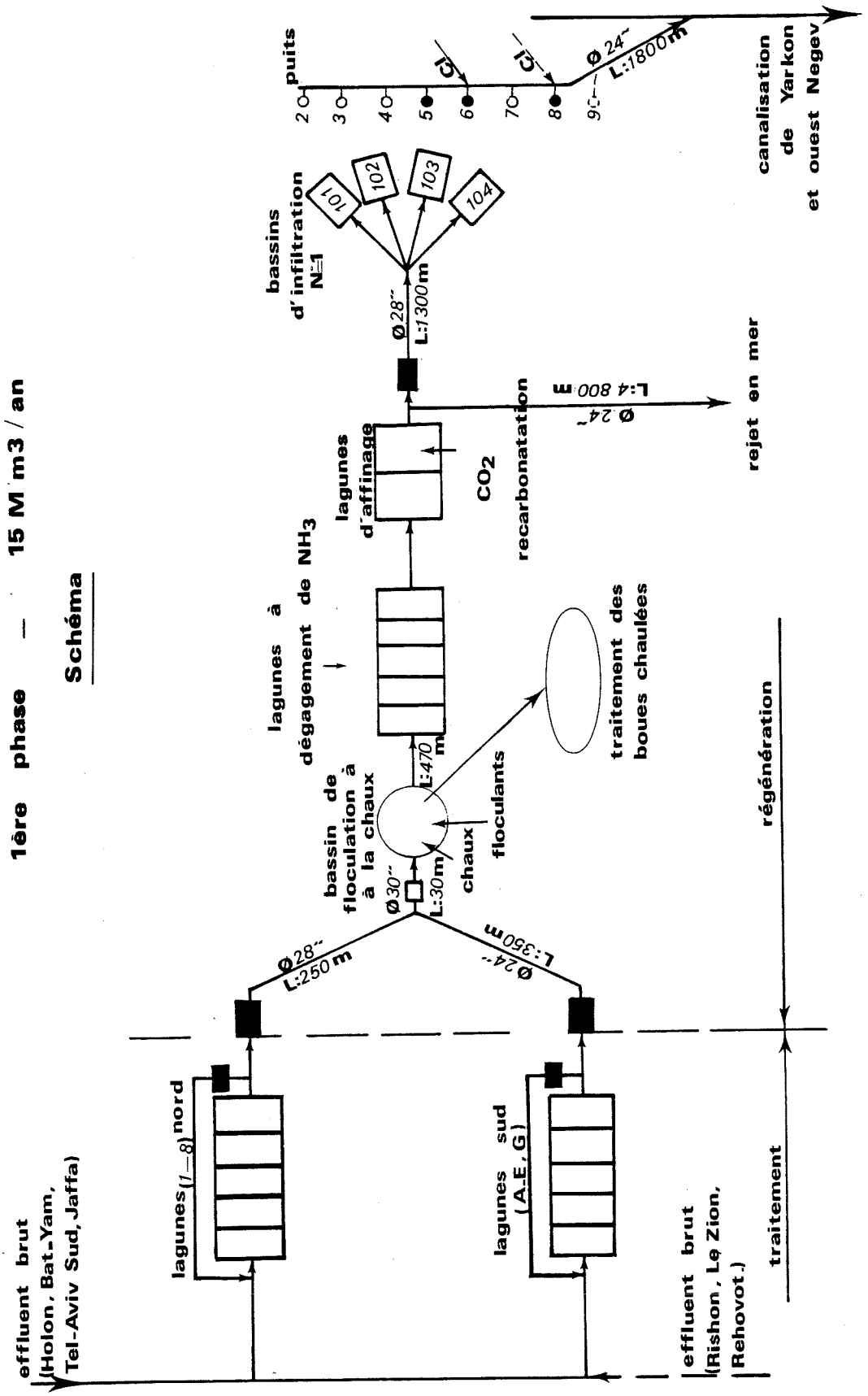
- l'existence d'une nappe de bonne qualité permet la dilution de l'effluent traité.

3) Description du système

Le procédé de traitement et de régénération de l'effluent comprend plusieurs parties successives (figure n° 16) :

a) l'effluent brut subit un traitement biologique dans une série de lagunes aérobies, qui couvrent une superficie de 120 ha environ. Ces lagunes agissent efficacement en éliminant les matières décantables, le sable, l'écume, et une partie de la matière organique, ainsi que les composés azotés, et les métaux lourds, par l'intermédiaire d'une production d'algues.

Figure 16- "DAN SEWAGE RECLAMATION PROJECT"



b) l'effluent secondaire sortant de ces lagunes, est pompé vers un réacteur-clarificateur de 35 m de diamètre, où une forte dose de chaux hydratée est ajoutée, ainsi que du Cl_2 Mg et des polyélectrolytes pour favoriser la floculation et la précipitation.

Les boues formées sont pompées, déshydratées, et séchées sur lits : très vite, grâce aux conditions climatiques favorables, un gâteau se forme, que l'on pourra déposer dans des gravières abandonnées de la région, sans danger de contamination pour la nappe.

Cette 2ème phase qui élève fortement le pH (11 - 11,5) élimine le restant des matières en suspension, et abaisse considérablement la DBO et la DCO, ainsi que la teneur en métaux lourds, et le nombre de bactéries et de virus.

c) l'effluent s'écoule alors par un canal ouvert vers les lagunes (superficie : 60 ha) à dégagement de NH_3, où il séjourne 8 à 9 jours. Le départ de NH_3 provoque un abaissement de pH, une amélioration se produit aussi au niveau matières en suspension et bactéries.

d) une dernière série de lagunes, dites lagunes d'affinage achève la stabilisation de l'effluent, qui s'effectue par recarbonatation (addition de CO_2) : c'est la dernière réaction avant le pompage vers les bassins d'infiltration. Dans ces lagunes, le pH est abaissé à 8 - 8,5.

e) au sortir de ces lagunes, l'effluent tertiaire peut rejoindre des bassins, dit d'infiltration, sur dunes de sable, afin d'aller recharger la nappe.

Ces 4 bassins de 30 ha environ, sont alimentés par intermittence à la dose de 0,8 m3/m2/jour : un jour ils reçoivent l'effluent puis pendant 2 jours ils restent à sec ; l'épaisseur de sable traversée est de 70 à 90 m.

Au cours de cette recharge de nappe, une nouvelle amélioration de la qualité physique, chimique et bactériologique de l'effluent se produit, par suite de la lente filtration sur sable.

Cette recharge de nappe ainsi réalisée permet de répondre à 2 objectifs principaux : un stockage saisonnier, et une épuration complémentaire de l'effluent.

Jusqu'à présent, ces bassins de recharge n'ont fonctionné qu'une année, et le bilan de cette opération est en cours d'achèvement.

f) 8 puits de 200 à 300 m3/h permettent le pompage de l'eau, après rétention et dilution de l'effluent dans l'aquifère. L'eau ainsi pompée sera chlorée pour désinfection, avant d'être déchargée dans le réseau national d'alimentation ; elle satisfait alors aux normes courantes de l'eau potable.

TABLEAU n° 73 : VALEUR DES PRINCIPAUX PARAMETRES DES EAUX USEES ET DE L'EFFLUENT

Paramètres	Eaux usées brutes	Effluent	
		secondaire	tertiaire
DBO	200 - 450	30 - 120	10 - 20
DCO	400 - 1000	150 - 450	40 - 80
Matières en suspension	150 - 450	100 - 300	10 - 20
N total	70 - 100	20 - 60	2 - 5
N - NH_4	40 - 70	10 - 30	0,5 - 2
N - NO_3	0,5 - 1	0,5 - 2	0,5 - 2
P	10 - 20	5 - 15	0,5 - 1
pH	6,5 - 7,5	7,5 - 8	7,5 - 8,5
Chlorures	100 - 300	150 - 350	150 - 350
Coliformes (n/100 ml)	10^7 - 10^9	10^6 - 10^8	10 - 10^2

4) Qualité de l'effluent

Ce traitement, très complet, aboutit à la production d'un effluent de très bonne qualité, qui répond à certaines exigences liées à son éventuelle réutilisation :

a) protection de l'environnement : la nappe dans laquelle l'effluent est déchargé est assurée d'être protégée puisque les principaux paramètres se rapportant à l'effluent ne dépassent pas les normes :

Matières en suspension	< 5 mg/l
DBO	< 5 mg/l
NH_4	< 5 mg/l
N	< 10 mg/l
P	< 0,5 mg/l

b) qualité bactériologique : si les premières lagunes aérobies n'améliorent que faiblement la qualité bactériologique de l'effluent, le traitement à la chaux réduit d'un facteur 500 000 le nombre de coliformes totaux, et les lagunes parfont cette réduction, avant même l'infiltration sur sable.

	Escherichia Coli (n/100 ml)
- effluent brut	10^7 - 10^9
- effluent secondaire	10^5 - 10^7
- effluent traité à la chaux	0 - 10^2
- effluent tertiaire (avant la recharge de nappe)	0 - 10

c) réutilisation agricole : les chiffres suivants montrent qu'il est possible d'utiliser l'effluent pour l'irrigation sans aucune restriction :

- Cl : la valeur moyenne est de 250 mg/l
- conductivité : 1000 à 1200 µmhos
- bore : $< 0,5$ mg/l
- S.A.R. : évolue autour de 6 - 8.

d) réutilisation industrielle : une turbidité < 5 J Tu, une dureté < 100 mg/l (en CO_3Ca) et une concentration en matières dissoutes de 600 à 800 mg/l font de cet effluent une eau de qualité supérieure pour l'emploi industriel.

e) toxicité et potabilité : l'effluent ainsi traité présente du point de vue teneur en métaux lourds et en éléments toxiques des valeurs moyennes inférieures aux normes prescrites pour l'eau destinée à la consommation humaine.

Conclusion

Le "Dan Region Project" se présente donc comme une étude à caractère complexe et de grande ampleur : un traitement poussé de l'effluent suivi par une recharge de nappe permettent de le pomper pour une réutilisation éventuelle, ou de l'intégrer dans le système national d'alimentation en eau.

Dans le Sud du pays, le réseau principal d'alimentation devra être transformé en un réseau "double", transportant d'une part l'eau potable en provenance de sources naturelles, d'autre part l'eau de très bonne qualité pour des besoins "non potables" provenant en partie de l'effluent régénéré. Il est permis de supposer que cet effluent, sous réserve qu'il présente toutes les garanties nécessaires, pourra dans l'avenir, si besoin est, être distribué en tant qu'eau potable aux consommateurs.

Le coût total de ce traitement peut être estimé à environ 26 dollars pour 1 000 m3 d'effluent, ce qui est inférieur au coût des systèmes conventionnels, et économiquement justifié, du fait de l'installation de lagunes en zone sableuse, avec nécessité d'un revêtement.

BIBLIOGRAPHIE

AMIR Y., IDELOVITCH E. - 1974
"Reuse of municipal wastewater Dan Region Project"
Meeting on Achievement of Efficiency in the Use and Reuse of Water.
Tel-Aviv - Novembre 1974 -

FOLKMAN Y., MEIRING P.G.J., KREMER M. - 1972
"The Dan Region large scale oxidation ponds"
6th International Water Pollution Research - 21 juin 1972 -

HEUKELEKIAN H. - 1957
"Utilization of sewage for crop irrigation in Israël"
Sewage and industrial wastes - août 1957 -

IDELOVITCH E. - 1977
Review of the First Stage of the Dan Region Project.
Wastewater reclamation by advanced treatment Kidma - Vol. 3 n° 2 - 1977

IDELOVITCH E., ROTH T., M. MICHAIL, COHEN A. - 1976
"Advanced treatment and reuse of municipal wastewater Dan Region Pilot Plant"
Tahal, Water Planning for Israël Ltd - Tel-Aviv - avril 1976 -

5

ASPECTS PRATIQUES DE L'EPANDAGE

- V -

ASPECTS PRATIQUES DE L'EPANDAGE

Page

1 - Généralités 263

2 - Réalisation pratique de l'épandage 266

2.1. L'irrigation "

2.1.1. Description et objectifs "
2.1.2. Contraintes dues au milieu naturel 268
2.1.3. Technologie et efficacité 271
2.1.4. Conclusions 283

2.2. Le ruissellement contrôlé 284

2.2.1. Description et objectifs "
2.2.2. Contraintes dues au milieu naturel 285
2.2.3. Technologie et efficacité 287
2.2.4. Conclusions 290

2.3. L'infiltration-percolation 291

2.3.1. Description et objectifs "
2.3.2. Contraintes dues au milieu naturel 292
2.3.3. Technologie et efficacité 296
2.3.4. Possibilités de réutilisation de l'eau 302
2.3.5. Conclusions 303

2.4. Choix d'une technique d'épandage 305

2.4.1. Caractéristiques de sol et épandage "
2.4.2. Résumé des performances et limites des trois techniques d'épandage 309

3 - Etudes préalables et contrôles des épandages 311

3.1. Etudes préalables "

3.1.1. Composition des eaux à épandre "
3.1.2. Etude pédologique 312
3.1.3. Expérimentation préalable 314

3.2. Méthodes de contrôle de l'épandage 316

3.2.1. Efficacité épuratrice et évolution des sols 316
3.2.2. Contrôle de la composition de la nappe 318

4 - Contraintes liées à l'épandage 319

4.1. Contraintes foncières "

4.1.1. Le stockage de l'effluent "

4.1.2. Les servitudes de passage des tuyaux "

4.1.3. Les terrains d'épandage 320

4.2. Contraintes économiques 321

4.2.1. Schéma général pour l'épandage 322

4.2.2. Coûts estimatifs pour quelques réalisations 327

4.3. Contraintes psycho-sociologiques 330

1 - GENERALITES

Les trois techniques d'épandage : irrigation, ruissellement contrôlé et infiltration-percolation feront chacune l'objet d'un exposé général. Les descriptions détaillées d'un certain nombre de réalisations, assez typiques quant à leur technologie, leur objectif ou leur importance ont été données dans le chapitre précédent, avec les références correspondantes.

La plupart des exemples cités sont tirés de l'abondante littérature américaine ; en effet on retrouve aux U.S.A. une gamme très complète de problèmes motivant l'utilisation des eaux usées :

- manque d'eau à usages agricole et urbain dans les zones arides et semi-arides.

- protection de cours d'eau ou de retenues naturelles ou artificielles.

- substitution des traitements d'épuration classiques par une utilisation agricole et forestière des eaux usées.

. L'épandage par irrigation (à faible dose et à dose élevée) présente le plus grand nombre d'applications, parmi lesquelles nous en avons choisi 9, qui sont :

1) Pennsylvania State University (U.S.A.) : intéressante comme essai-pilote.

2) Muskegon (U.S.A.) : réalisation de pointe, la plus récente.

3) Golden Gate Park à San Francisco (U.S.A.) : irrigation d'un parc.

4) Tallahassee (U.S.A.) : utilisation des effluents dans une région à forte pluviométrie.

5) St Charles (U.S.A.) : cette réalisation nous montre comment une petite agglomération peut se débarrasser de ses effluents (par irrigation de forêts).

6) Braunschweig (Allemagne Fédérale) : exemple européen d'épandage d'effluents bruts, qui fonctionne très bien depuis 20 ans.

7) Debrecen (Hongrie) : réalisation en station expérimentale, représentative de ce qui se fait en Europe Centrale.

8) Mexico (Mexique) : réalisation la plus importante à l'échelle mondiale, de par le volume d'effluents utilisé, et la superficie de terrain irrigué (50 000 ha et bientôt 80 000 ha).

9) Tilburg (Pays-Bas) : exemple européen d'épandage d'effluents bruts, fonctionnant depuis 50 ans.

. La technique du ruissellement contrôlé dont le principe est rappelé dans la figure 17 est moins pratiquée que la précédente. Deux exemples importants ont été décrits :

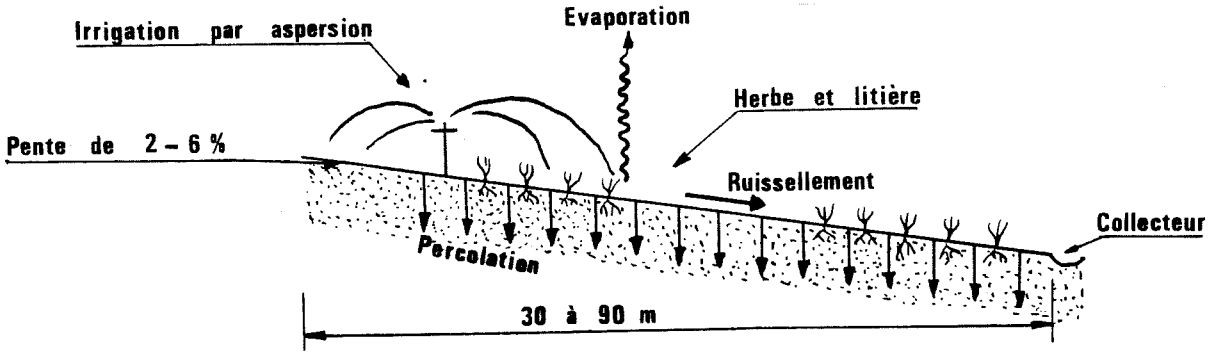
1) Melbourne (Australie) : solution efficace pour le traitement des effluents d'une ville de 2 millions d'habitants ; cette réalisation fonctionne depuis plus d'un demi-siècle.

2) Ada (U.S.A.) : essai pilote, permettant l'extension de cette technique aux pays tempérés.

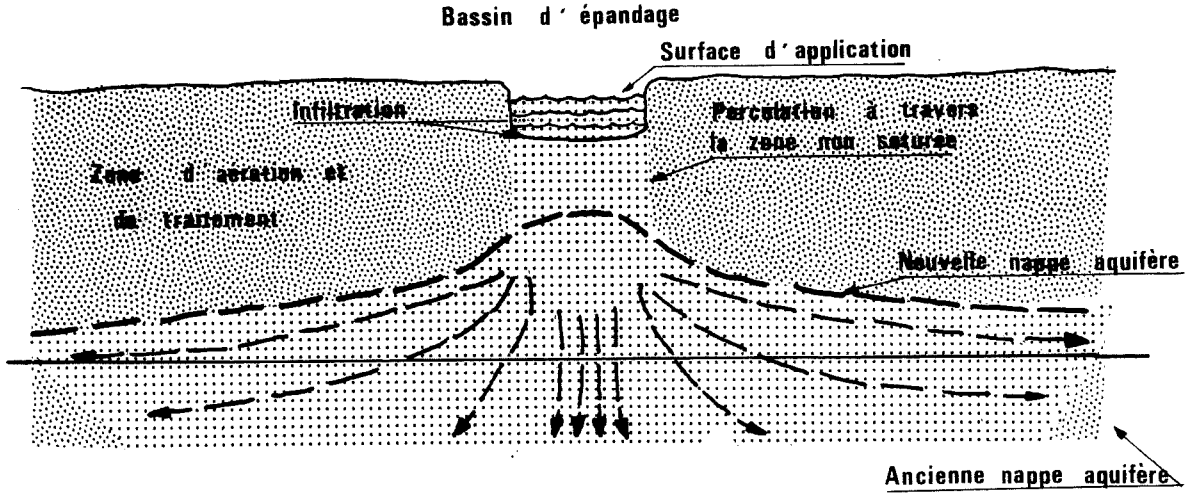
. Quant à l'infiltration-percolation dont le principe est rappelé dans la figure 17 s'il n'y a pas beaucoup de descriptions de réalisations, il semble que ce soit une solution d'avenir pour les pays à ressources en eau insuffisantes : aux U.S.A., la réalisation des Flushing Meadows (Arizona) présente un grand intérêt, et en Israël la réalisation du Dan Region Project est en cours.

Ces quelques exemples ont été décrits pour montrer l'éventail des possibilités de l'épandage des effluents urbains, et si l'exemple d'Achères n'est pas cité, c'est qu'il est bien connu en France et qu'il ne présente peut-être pas toutes les garanties qu'un système d'épandage doit, en principe, présenter.

Il ressort de cette étude, qu'il est pratiquement impossible de généraliser dans ce domaine, car chaque possibilité d'épandage des effluents est un cas particulier, dont tous les facteurs, et ils sont nombreux, doivent être étudiés avec soin. Par exemple dans le midi méditerranéen, où la topographie, la géologie, les sols et le climat sont assez spécifiques, chaque projet de réalisation devra faire l'objet d'une étude approfondie.



RUISSELLEMENT CONTRÔLE



INFILTRATION – PERCOLATION

Figure 17: PRINCIPE DU RUISSELLEMENT CONTRÔLE ET DE L'INFILTRATION PERCOLATION

2 - REALISATION PRATIQUE DE L'EPANDAGE

(chapitre basé sur les données de POUND et CRITES - 1973.a)

2.1. Irrigation

2.1.1. Description et objectifs

L'irrigation est sans aucun doute la technique prédominante d'épandage des eaux usées. C'est une technique très ancienne, puisque déjà au 16e siècle elle était pratiquée en Pologne sur des sols très sableux, en vue d'une amélioration des rendements agricoles.

L'irrigation est, sensu stricto, l'application d'eau au sol pour faire face aux besoins de croissance des plantes. Cependant, suivant la dose appliquée, deux cas peuvent se présenter :

- l'eau apportée compense uniquement les besoins de la plante, elle correspond donc à l'évapotranspiration : c'est l'irrigation à "faible dose", ou irrigation proprement dite.

- l'eau apportée dépasse nettement les besoins de la plante, une partie de cette eau percole à travers le sol, et est alors drainée. C'est l'irrigation à moyenne ou forte dose, que l'on peut qualifier d'irrigation-percolation, de plus en plus couramment pratiquée. La réalisation très récente de Muskegon (Michigan - U.S.A.) en est un bel exemple (voir pages 166 - 180).

Les objectifs sont variés et peuvent être différents dans les deux cas :

. dans l'irrigation à faible dose, l'effluent est directement réutilisé par la plante : dans ce but, on économise de l'eau et des engrais puisque l'effluent apporte les deux à la fois.

. c'est aussi une manière utile de se débarrasser de l'effluent, puisqu'il y aura production végétale tout en protégeant le milieu naturel : les rejets dans les eaux de surface seront évités. Cette solution a été adoptée il y a plus d'un siècle en Angleterre, pour prévenir la pollution de la Tamise, près de Londres.

. si la dose apportée est supérieure à la consommation de la plante, il y a non seulement production de cultures, mais l'excès traversant le sol peut être drainé et réutilisé, ou rejeté dans les eaux de surface. C'est donc aussi un moyen de lutter contre la pollution.

. l'irrigation de forêts par les effluents peut être un moyen efficace de lutte préventive contre les incendies.

. enfin, cette technique d'épandage des effluents peut être utilisée à la protection et le développement d'espaces verts ou de parcs récréatifs dans les zones urbaines. C'est une solution d'avenir pour bien des pays, et elle est déjà largement pratiquée aux U.S.A.

Mais la pratique de l'irrigation, comme nous le verrons plus en détail, a ses limites.

- Elle exige en effet, une grande superficie de terre, et bien souvent la zone à irriguer est relativement loin des grandes agglomérations urbaines, où se trouvent les stations d'épuration. A Muskegon (Michigan), ce problème a été résolu de la façon suivante : un système de conduites de plus de 20 km récupère les eaux d'égout de tout un secteur urbanisé, et les achemine vers la station d'épuration, placée sur le lieu même de la zone à irriguer.

- De plus, si l'effluent présente des concentrations élevées en sels ou en bore par exemple, certaines cultures ne pourront pas être irriguées par cet effluent.

- L'irrigation avec effluent est souvent critiquée du point de vue sanitaire ; aussi une désinfection convenable de l'effluent et la création de zones de protection entre la zone irriguée et les lieux d'habitation, sont des précautions nécessaires à prendre, pouvant présenter une garantie suffisante.

D'une manière générale, l'irrigation des cultures, des forêts ou des espaces verts avec les effluents, qu'elle soit pratiquée par aspersion, par submersion ou par raie et billons, est suffisamment développée actuellement pour qu'une étude générale avec des lignes directrices de fonctionnement puisse être précisée, pour une technologie qui s'avère très valable.

L'irrigation est la méthode d'épandage la plus sûre, puisque l'effluent est recyclé directement ; son emploi peut être poursuivi à priori sur une longue période, à condition que les effets défavorables sur l'environnement soient minimes.

L'irrigation par les effluents est, de nos jours, largement pratiquée dans le monde entier. En Amérique, les réalisations les plus nombreuses se rencontrent aux U.S.A., mais le Mexique possède une réalisation particulièrement spectaculaire. Au Moyen-Orient, Israël est un exemple à suivre, et en Afrique, il semble que seule l'Afrique du Sud se soit préoccupée de ce problème.

Etant donné la diversité climatique de tous ces pays, les cultures irriguées sont aussi très variées : céréales (blé, maïs, orge, avoine, sorgho, riz, etc...), cultures maraîchères, cultures fourragères, coton, betterave à sucre, arbres fruitiers, vigne, tabac, prairies... L'irrigation peut également s'effectuer sur des forêts, des parcs, des terrains de sport, des parcours de golf, etc... Compte tenu de ces différentes possibilités, la technologie de l'irrigation devra aussi bien faire intervenir les facteurs dus au milieu naturel, qu'être basée sur un certain nombre de critères spécifiques du fonctionnement lui-même.

2.1.2. Contraintes dues au milieu naturel

Contraintes climatiques

La technique de l'irrigation est tributaire des facteurs du climat : températures moyennes et extrêmes annuelles, pluviométrie annuelle et répartition, humidité relative et vitesse du vent qui ont une action directe sur la quantité d'eau et le mode d'apport en un lieu donné, ainsi que sur le type de culture. Il est bien évident qu'à Fontana (Californie - U.S.A.) sous un climat de type méditerranéen, les doses d'irrigation et les cultures (vigne, citronniers) sont très différentes de ce qui peut se faire à Pennsylvania State University (Pennsylvanie - U.S.A.) sous un climat continental humide (avec maïs et forêts) ou à Braunschweig (République Fédérale d'Allemagne), sous un climat continental (avec blé et betterave à sucre). Doses d'irrigation et cultures devront donc être adaptées aux conditions climatiques.

L'irrigation à faible dose peut se baser simplement sur l'évapotranspiration pour estimer la dose d'effluent à épandre ; celle-ci varie avec le type de culture, l'humidité et la température de l'air, la vitesse du vent, ainsi qu'avec la période de végétation.

La durée de la saison de croissance des plantes cultivées est donc ici très importante : elle détermine la nécessité de bassins de stockage pour les effluents. En zones tempérées à hiver froid, comme à Muskegon (Michigan - U.S.A.) où la période de gel dure au moins 3 mois, d'importants bassins de stockage des effluents sont prévus au sortir des lagunes de traitement. Dans les régions à hiver assez long, la surface occupée par des bassins de stockage peut être un paramètre limitant à la réutilisation des effluents.

Mais sous le climat de la Californie, à Bakersfield par exemple, l'irrigation est pratiquée même pendant les mois d'hiver sur une culture produisant toute l'année (prairie permanente).

Le climat présente moins d'inconvénients pour l'irrigation de forêts ; en effet, ces dernières peuvent être irriguées toute l'année : c'est ce qui se passe à St Charles (Maryland - U.S.A., climat du type subtropical humide) où le problème majeur est l'élimination des effluents.

Contraintes pédologiques

Sans revenir sur toutes les données du paragraphe III.2 (l'utilisation du sol et ses contraintes), il convient de rappeler certains points.

Le sol étant le support de la plante, ses caractéristiques sont importantes pour la technique de l'irrigation, en particulier ses caractéristiques de drainage interne (et externe), sa profondeur et l'équilibre entre certains constituants chimiques.

- le drainage interne : il est la résultante de la perméabilité et de la vitesse d'infiltration ; il dépend essentiellement de la texture et de la structure du sol. Les sols argileux ne drainent pas bien, s'engorgent facilement et deviennent très durs à la dessiccation : ils conviennent donc mal à une culture irriguée par excès.

Les sols sableux drainent bien, et ne retiennnent pas longtemps l'eau, ce qui peut être un avantage pour certaines cultures ne supportant pas d'avoir leurs racines en zone saturée. Un sol est bien drainé si son taux d'infiltration est de 50 mm/jour, ou plus. Ces mesures doivent être effectuées sur une certaine surface, et non pas seulement en un point précis. L'écoulement de l'eau en profondeur doit pouvoir s'effectuer librement.

Dans de nombreux exemples décrits précédemment, les techniques d'irrigation sont réalisées sur sols sableux (à Debrecen en Hongrie, à Tallahassee en Floride, à St Charles dans le Maryland, au Golden Gate Park à San Francisco en Californie), et même sur sols particulièrement pauvres, comme à Muskegon (Michigan) et à Braunschweig (Allemagne Fédérale) lesquels, recevant des effluents peuvent produire des cultures avec un rendement certain.

- la profondeur du sol intervient pour le développement des racines, et pour l'efficacité du pouvoir épurateur du sol (rétention de l'effluent et de ses composants par les particules de sol, action bactérienne etc...).

Selon les plantes, les racines peuvent explorer de 30 cm à 3 m de sol, mais en général le maximum de développement racinaire se situe entre 120 et 150 cm. C'est une zone de grande activité biologique, où les bactéries dégradent les substances organiques, et où les racines absorbent les éléments nutritifs et l'eau. La profondeur de cette activité dépend non seulement du type de plante, mais aussi du type de sol : des plantes comme la luzerne peuvent avoir des racines jusqu'à plus de 2 m, à condition bien sûr que le sol soit profond, et qu'il ne présente pas d'obstacle, du type encroûtement, nappe, etc...

La partie supérieure du sol sert de filtre, mais comme c'est également une zone aérobie où l'activité bactérienne est intense, si des matières solides ont pu se déposer pendant l'arrosage, elles doivent disparaître pendant les périodes de dessèchement. Ceci a pour conséquence l'emploi de techniques culturales adaptées (labour notamment).

Quant au sous-sol, zone comprise entre la zone racinaire et la nappe (de profondeur très variable), l'activité bactérienne y est moindre, et sa teneur en eau parfois élevée.

- l'équilibre entre certains constituants chimiques est indispensable, comme cela a été vu au chapitre III et pour la croissance de la plante, et pour la régénération de l'effluent. Des facteurs tels que le pH, la salinité et la teneur en éléments nutritifs du sol seront déterminés avant de planter, et seront contrôlés pendant l'irrigation ; la plupart des cultures poussent mieux dans un sol à pH neutre ou légèrement acide.

Les problèmes de salinité du sol se posent essentiellement dans les régions arides, où l'évaporation est très supérieure aux précipitations ; les sels s'accumulent alors dans presque tous les sols, sauf si un lessivage est effectué (voir paragraphe III 5.1.).

Contraintes hydrogéologiques

Avant de choisir un site comme lieu d'épandage, il y a intérêt à avoir de nombreuses informations sur la nappe souterraine car, dans le cas d'une irrigation-percolation (irrigation à forte dose), une partie de l'eau percolera dans le sol, et pourra donc atteindre éventuellement la nappe : sa profondeur, ses variations en fonction de l'étendue du site et en fonction des saisons, ainsi que la direction de son écoulement et sa qualité devront être connues. Pour garantir une zone racinaire aérobie, il est préférable de maintenir le niveau de la nappe à moins de 3m de la surface du sol ; ce niveau est contrôlé soit par un système de drainage, soit par pompage dans des puits installés près du site.

Pour certaines réalisations, la nappe est très profonde, ce qui limite les risques de pollution :

- elle est à plus de 30 m à Pennsylvania State University (Pennsylvanie - U.S.A.), et à 15 m à Tallahassee (Floride - U.S.A.).

Par contre, à Muskegon (Michigan - U.S.A.), elle est à moins de 2 m, et un système de drainage est installé pour éviter que l'effluent même épuré partiellement, ne s'infiltre dans la nappe. A Braunschweig (Allemagne Fédérale) également, et parce que les sols sont particulièrement perméables, tout un réseau de drainage est en place, collectant les eaux de percolation.

Contraintes topographiques

L'irrigation doit se pratiquer sur des terrains relativement plats, pour éviter le ruissellement. Si l'irrigation est effectuée sur des cultures, un nivellement du terrain peut être nécessaire, pour faciliter l'emploi de machines.

Mais les différentes méthodes d'irrigation exigent des pentes variables : l'irrigation par aspersion peut être utilisée sur des pentes allant jusqu'à 30 %, l'irrigation par raies et billons a été réalisée sur des collines aménagées en terrasses, mais par contre la submersion nécessite des pentes inférieures à 1 %.

Dans la plupart des exemples décrits dans le chapitre IV, la topographie est plane, permettant une meilleure installation et un meilleur entretien des cultures.

2.1.3. Technologie et efficacité

- Les techniques d'irrigation

Les trois méthodes appliquées en irrigation sont : l'aspersion, les raies et les billons, et la submersion.

Aucun système d'irrigation n'est parfaitement efficace, l'efficacité de l'irrigation étant définie comme le pourcentage d'eau disponible pour la consommation des cultures. L'efficacité est fonction de la méthode et de la dose d'application, du type de sol et de la préparation de la terre. En général, l'eau non consommée par la plante est perdue par ruissellement de surface ou par percolation profonde.

Le ruissellement de surface peut varier de 5 % pour un sol poreux à 25 % pour une argile lourde. Pour les sols légers et poreux, la perte par percolation peut atteindre 35 %, mais pour une argile lourde, elle ne sera que de 10 % ; les techniques d'irrigation à la surface du sol sont en général plus susceptibles de pertes par percolation profonde que les techniques d'irrigation par aspersion.

L'aspersion

Les sprinklers peuvent être montés sur tuyaux fixes ou mobiles ; en Allemagne Fédérale fonctionne un système de tuyaux enroulés sur des chariots à tambour, augmentant ainsi la mobilité de l'asperseur.

La taille normale des buses de sprinklers servant à l'irrigation avec des effluents varie de 6,3 mm à 25 mm. Elles sont montées sur des tuyaux qui sont assez hauts pour arroser le feuillage d'une plante adulte.

Les applications à faible et moyenne pression peuvent être employées sur toutes les cultures au champ et tous les types de sols ; dans ce cas, les vitesses de distribution sont faibles et de l'ordre de 2,5 mm/heure. Les applications à pression élevée, supérieures

à 8 mm/heure, peuvent avoir pour conséquence le compactage des sols à texture fine, et certains types de sols battants, de structure instable à l'eau demandent, s'ils ne sont pas sous culture parfaitement couvrante, de très faibles intensités d'application (PERIGAUD, 1963).

Le plus grave inconvénient de l'aspersion appliquée aux effluents d'eaux résiduaires est sa grande sensibilité aux vents, ceci d'autant plus que les gouttes sont fines et le débit élevé. Le système canon est moins sensible au vent que les autres mais sa densité de pluie est telle que tous les sols et toutes les cultures ne le supportent pas.

Il semble que l'utilisation de rampes basses soit préférable. Les Américains cherchent actuellement à mettre au point, pour les eaux résiduaires, une technologie particulière d'aspersion dirigée vers le bas.

Ainsi, la vitesse du vent et la perméabilité du sol sont les deux facteurs principaux à prendre en compte dans l'étude d'un système d'irrigation par aspersion.

Quand l'effluent est distribué par aspersion, il est indispensable de prévoir une zone de protection autour du site. On a tendance actuellement à réduire la largeur de ces zones de protection, tout au moins aux U.S.A., et si à Braunschweig (Allemagne Fédérale) la zone séparant les sprinklers de la route n'est que de 50 m, c'est qu'on y adjoint un coupe-vent de 3 à 10 m de large, renforçant l'effet de protection. Mais lorsqu'il s'agit de lieux résidentiels jouxtant des terrains irrigués, ces zones doivent atteindre plusieurs centaines de mètres.

En outre, les doses apportées devront l'être à une vitesse compatible avec la perméabilité du sol, sinon il y aurait possibilité d'engorgement ce qui pourrait nuire à la culture.

Les raies et les billons

Cette technique peut être préférée à l'aspersion, dans le cas de régions ventées, et de sols peu perméables.

Avant l'épandage de l'effluent, elle exige une préparation du sol : la terre doit être relativement plane, et les raies et billons devront être fermés pour retenir l'eau. Avec ce type d'irrigation, une distribution uniforme de l'eau est difficile à maintenir. Des cultures en lignes, telles que le maïs et la tomate, sont plantées sur les billons, et l'effluent circule dans les raies profondes de 5 à 15 cm. A Fontana (Californie), ce système d'irrigation est pratiqué pour la culture des citronniers et de la vigne.

La submersion

Le terrain doit avoir une légère pente (0,2 à 0,3 %) ou être aménagé en terrasses, de façon qu'une distribution uniforme de l'effluent puisse se produire.

Le riz, les vergers et quelques céréales sont irrigués de cette manière ; la luzerne et les prairies utilisées comme fourrage, sont généralement irriguées par la technique d'irrigation par planches. Des applications de 50 à 100 mm par jour sont courantes, mais des périodes de repos de 5 à 20 jours sont nécessaires.

Dans le cas de l'irrigation de surface, les zones de protection sont moins indispensables ; à Abilène (Texas - U.S.A.) par exemple, il n'y a pas de zone de protection, et plusieurs résidences se trouvent au voisinage du système d'irrigation.

- Autres techniques

Citons, pour mémoire, l'épandage souterrain utilisé en assainissement individuel ou pour les petites collectivités. Ce dispositif a tendance à privilégier l'infiltration par rapport à l'évaporation et n'est pas utilisé sur des épandages de grandes dimensions.

On peut aussi utiliser l'irrigation localisée de surface qui n'arrose pas toute la surface parcellaire. La dose d'arrosage à l'hectare est alors une hauteur d'eau fictive supposée uniformément répartie, ce qui permet un ajustement sur la demande climatique.

La distribution d'eau est fréquente (éventuellement plusieurs fois par jour), la dose faible et le débit limité. Très près du sol, elle n'est pas sensible au vent mais la répartition de l'eau et des sels n'est pas uniforme entre les rampes ni dans le profil (ROLLAND, 1976 ; RUTTEN, 1972).

Les rampes peuvent être de différents types, suintantes, perforées ou munies de distributeurs : ajutages calibrés, minidiffuseurs, goutteurs (DECROIX, 1976). Le défaut général de ces systèmes vient du colmatage progressif des orifices. Les ajutages calibrés CNABRL (RUTTEN, 1972) seraient relativement les moins sensibles. L'eau doit toujours être filtrée avant sa distribution (DECROIX, 1976). Dans l'ensemble, tous les problèmes théoriques de calcul de dose et technologiques de distribution ne sont pas encore entièrement résolus. La transposition de ces systèmes aux eaux résiduaires constitue une voie de passage à étudier entre l'aspersion par rampes et l'aspersion à la raie.

Enfin, quelle que soit la technique d'irrigation, notons que la conduite des opérations est dans la plupart des cas manuelle, mais que les techniques modernes d'irrigation avec pilotage automatique en fonction du climat, devraient pouvoir être utilisées pour l'irrigation avec des eaux résiduaires. En tout état de cause, il est déjà possible de moduler l'irrigation selon la demande climatique en utilisant les données des stations d'avertissement-irrigation .

- Facteurs du fonctionnement de l'épandage par irrigation

Qualité et prétraitement de l'effluent

Le prétraitement de l'effluent destiné à l'irrigation est nécessaire :

- pour protéger du point de vue sanitaire les personnes en contact avec l'effluent ou les cultures,

- pour réduire la prédominance des odeurs,

- pour améliorer l'efficacité et la sécurité du fonctionnement.

L'aspect sanitaire est important surtout dans le cas de cultures consommables directement par l'homme, mais pour les cultures fourragères et textiles ainsi que pour les céréales et les cultures industrielles (voir paragraphe III 1.4), l'effluent n'a pas besoin d'être particulièrement traité.

Il n'y aura aucun risque si les champs,où sont réalisées les cultures irriguées par effluents, sont signalés ou ceinturés.

L'effluent devient très malodorant quand il se trouve dans des conditions anaérobies, il faut donc les éviter.

Si l'effluent provient d'une station de traitement secondaire, le problème odeur sera vraisemblablement évité, car les procédés de traitement éliminent la plus grande partie de la matière organique qui est, lors de sa décomposition, à l'origine des odeurs.

Aux U.S.A., l'effluent destiné à l'irrigation subit toujours un traitement de type secondaire, se terminant par une chloration :

- à Pennsylvania State University : traitement par lits bactériens et boues activées, suivi d'une décantation en bassins,

- à Tallahassee : traitement par filtration, chloration et lagunage,

- à Muskegon : traitement par lagunage aéré, puis stockage et désinfection,

- au Golden Gate Park de San Francisco : traitement par boues activées et chloration,

- à St Charles : traitement par lagunage.

Il n'en est pas de même dans certains autres pays, qui utilisent un effluent brut ou presque brut, ne voulant rien perdre du pouvoir fertilisant de l'effluent :

- à Debrecen (Hongrie) : traitement primaire par sédimentation,

- à Mexico (Mexique) : effluent brut, transitant par une longue canalisation,

- à Braunschweig (Allemagne Fédérale) : effluent brut décanté.

Avec un effluent primaire, des précautions doivent être prises pour éviter le colmatage et l'engorgement du sol, et en conséquence l'anaérobiose.Le meilleur moyen d'empêcher les conditions anaérobies de s'établir, est de permettre au sol de se dessécher entre les périodes d'application ; la période de dessiccation permet à l'air de circuler dans le sol, et de créer un environnement aérobie.

On peut aussi labourer ou cultiver le sol, sans abimer les cultures, pour aider la circulation de l'air et mieux incorporer au sol les dépôts organiques et autres.

Si l'irrigation par aspersion est utilisée, la teneur en matières en suspension doit être telle que les têtes de sprinklers ne se bouchent pas : une sédimentation ou un tamisage est alors nécessaire avant le pompage de l'effluent.

En principe, le diamètre des buses doit être 3 fois supérieur au diamètre des matières solides admises dans l'eau d'irrigation pour empêcher l'obturation. Ce problème a été particulièrement bien étudié à Braunschweig, où différents systèmes d'aspersion ont été essayés.

La charge liquide

La dose d'effluent à appliquer dépend des conditions de sol, de climat et de culture ; elle doit être ajustée aux besoins de la plante, et à la perméabilité du sol, de manière qu'il n'y ait pas d'engorgement. De nombreuses municipalités américaines préfèrent utiliser l'effluent pour l'irrigation de plantes fourragères, qui posent moins de problèmes du point de vue règlement sanitaire, et qui poussent plus facilement ; en outre, leur intérêt marchand n'est pas négligeable.

Une charge hydraulique de 60 cm à 2,50 m/an est considérée comme une moyenne normale ; cette dose à appliquer peut être déterminée à partir d'une expérience réalisée dans les mêmes conditions de site, ou à partir d'un essai pilote.

A Pennsylvania State University (Pennsylvanie - U.S.A.) les recherches ont porté précisément sur ce point : avec le climat de cette région, les doses de 25 et 50 mm/semaine donnent les meilleurs résultats appliqués aux cultures, mais dans le cas du sol limoneux, 60 à 100 % de l'effluent appliqué était percolé. Pour des zones boisées :

- une dose de 25 mm provoque un accroissement du diamètre des arbres, avec un net pourcentage d'effluent percolé ;

- par contre, la dose de 50 mm peut ne pas convenir à tous les arbres ;

- 100 mm/semaine appliqués à des feuillus sur sol limoneux a néanmoins donné de très bons résultats et sur les arbres, et sur la qualité de l'eau percolée ; pour celle-ci, les teneurs en nitrates et en phosphore ne dépassaient pas celles admises pour l'eau potable.

Les doses d'azote apportées

Un des problèmes majeurs de l'épandage des effluents est celui de l'azote. Le sol peut en éliminer une partie grâce à son pouvoir épurateur, et les cultures en consomment. Mais malgré cela, la concentration en nitrates peut augmenter dans la nappe. Le taux de charge acceptable dépend du type de sol et du type de culture. Sans revenir sur les données du paragraphe III 1.1.2 on peut limiter la dose d'azote apportée à celle que les cultures peuvent assimiler, afin de ne pas provoquer d'accumulation dans le sol et de minimiser le risque d'augmentation de la quantité d'azote dans la nappe. Ceci peut alors entraîner une diminution de la charge liquide à appliquer ; mais cette dose est naturellement dépendante de la teneur en azote de l'effluent.

A Tallahassee (Floride), bien qu'une charge liquide de 100 mm/semaine ait donné de bons résultats, un accroissement de l'azote a été observé dans la nappe après 7 ans de fonctionnement.

Pour reprendre l'exemple de Pennsylvania State University (Pennsylvanie - U.S.A.), nous citerons les observations suivantes qui montrent à quel point les facteurs doses d'irrigation, sol et culture peuvent agir diversement sur la retenue ou l'entraînement de l'azote :

- pour 50 mm/semaine :

. sur un sol argilo-limoneux, avec pin rouge sans végétation au sol, la concentration en nitrates à 120 cm est supérieure à celle de l'eau potable,

. sur un sol sablo-limoneux, avec feuillus, la concentration en nitrates à 120 cm est aussi supérieure à 10 mg/l (exprimée en azote).

- pour 100 mm/semaine : sur un sol limoneux avec feuillus, la concentration en nitrates de l'eau percolée est inférieure à celle de l'eau potable.

La charge organique

Si les charges organiques sont trop élevées, elles peuvent colmater le sol. Des charges en DBO supérieures à 11 tonnes/ha/an ont été appliquées avec succès expérimentalement.

La période de dessèchement favorise la décomposition aérobie de la matière organique, et le sol n'est plus colmaté ; en principe pour un bon fonctionnement, la durée de la période de dessèchement doit être de 3 à 6 fois celle de l'humectation.

La charge pratiquée la plus élevée réalisée aux U.S.A. est de 5,8 tonnes/ha/an de DBO à Fresno (Californie) ; mais ce site, où l'irrigation de prairies est pratiquée par submersion, est connu pour son problème d'odeurs.

A Fontana (Californie), où l'on irrigue à la raie avec un effluent non traité, la charge en DBO est de 2,4 tonnes/ha/an.

La période de dessiccation

La fréquence d'application de l'effluent et la période de repos ou de dessiccation pour un sol dépendent de l'évapotranspiration, de la pluviométrie, et de la culture pratiquée. La dose d'irrigation pour la majeure partie des sites aux U.S.A. est comprise entre 25 et 100 mm/semaine, avec un débit horaire de 4 à 10 mm pour l'irrigation par aspersion. La dose hebdomadaire en liquide peut généralement être appliquée en 1 ou 2 jours, et le restant de la semaine est une période de repos ; les périodes de dessiccation peuvent aller de 1 à 14 jours, mais sont généralement de 5 à 10 jours.

Citons le cas de la Hongrie, où les charges hydrauliques appliquées pour les cultures sont comprises entre 300 et 600 mm/an, pour des sols limono-argileux et des limons sableux : l'irrigation de la luzerne, du maïs et des céréales est pratiquée pendant 4 jours, sur un cycle de 18 à 24 jours. Par contre, les plantations d'arbres peuvent être irriguées à la dose de 80 mm tous les 15 ou 20 jours, pour une irrigation annuelle totale de 1 500 mm.

Ces périodes de repos permettent la décomposition de la matière organique par les bactéries, et la percolation de l'eau en profondeur ; ainsi, le sol n'est pas saturé, et les conditions aérobies sont maintenues. Les bactéries décomposent et minéralisent également les composés azotés du sol. Ces systèmes ont le gros avantage de maintenir un taux d'infiltration correct même après 60 ans de fonctionnement.

Les temps de repos pour les systèmes d'irrigation de surface seraient plus longs que pour l'irrigation par aspersion. En effet, l'effluent épandu en surface peut contenir plus de matières en suspension que celui épandu par aspersion. Une charge organique plus élevée exige un temps de "traitement" plus long par les bactéries du sol. Cette période peut atteindre 6 semaines, mais elle varie en général entre 7 et 14 jours.

Les cultures

Le choix d'une culture destinée à l'irrigation peut être basé sur différents critères : prélèvement important en eau et éléments nutritifs par la plante, tolérance élevée au sel, valeur marchande élevée, ou faibles exigences de mise en place et d'entretien.

Les cultures à élimination importante, telles que la prairie qui demande peu d'entretien durant la période de végétation, représentent de bonnes sélections comme cultures de couverture ; de plus, avec des plantes pérennes, la plantation n'est faite qu'une fois, et la culture est établie pour des années.

Il n'en est pas de même avec des cultures annuelles, maraîchères par exemple, ou céréalières, pour lesquelles on doit replanter chaque année, ce qui entraîne une augmentation du coût de l'opération ; et presque toutes ces cultures exigent des travaux pendant la période de végétation, afin de produire une denrée marchande.

La plupart des pays interdisent l'irrigation des cultures qui sont consommées crues, et qui seraient en contact direct avec l'effluent utilisé pour l'irrigation. Il en est ainsi des légumes tels que la laitue, les tomates, les concombres et les radis. Des cultures comme le maïs, le fourrage, les céréales et le coton peuvent être irriguées sans danger, ainsi que les forêts. L'irrigation, avec des effluents domestiques non traités, de plantes à essences, telles que la citronnelle et la menthe, a été développée en Inde.

Le tableau n°74 résume un certain nombre de normes pour l'emploi de l'effluent traité en agriculture dans quelques pays (O.M.S. 1973).

En général, lorsque l'irrigation est utilisée pour se débarrasser de l'effluent, les cultures pratiquées sont le maïs, les fourrages et les prairies :

- à Muskegon (Michigan): maïs,

- à Pennsylvania State University (Pennsylvanie) : maïs et fourrages,

- à Tallahassee (Floride) : prairies.

Mais, en zone aride ou semi-aride, l'effluent constitue l'eau d'irrigation, et les cultures sont faites à des fins de production ; ainsi il faut noter :

- une très grande variété de produits agricoles à Mexico (Mexique) et en Isarël,

- des arbres fruitiers et de la vigne : en Californie,

- des cultures céréalières : en Arizona.

TABLEAU n° 74 : NORMES ACTUELLES POUR L'UTILISATION D'EAUX REGENEREES EN AGRICULTURE (O.M.S. 1973)

Utilisation agricole	U.S.A. Californie	ISRAEL	AFRIQUE DU SUD	REPUBLIQUE FEDERALE D'ALLEMAGNE
Vergers et vignobles	effluent primaire ; pas d'irrigation par aspersion ; ne pas utiliser les fruits tombés à terre.	effluent secondaire	effluent tertiaire, si possible fortement chloré ; pas d'irrigation par aspersion.	pas d'irrigation par aspersion à proximité.
Fourrage, plantes textiles et plantes à graines	effluent primaire ; irrigation de surface, ou par aspersion.	effluent secondaire, mais l'irrigation de plantes à graines pour la production de légumes comestibles est interdite.	effluent tertiaire	prétraitement avec dégrillage et bassins de sédimentation. Pour l'irrigation par aspersion, traitement biologique et chloration.
Produits destinés à la consommation humaine, et devant subir un traitement qui détruira les agents pathogènes	pour l'irrigation de surface : effluent primaire ; pour l'irrigation par aspersion : effluent secondaire désinfecté (pas plus de 23 coliformes par 100 ml)	les légumes destinés à la consommation humaine ne doivent être irrigués qu'avec des eaux régénérées ayant été correctement désinfectées (1 000 coliformes par 100 ml dans 80 % des échantillons).	effluent tertiaire.	l'irrigation doit cesser 4 semaines avant la récolte ; pommes de terre et céréales : irrigation limitée à l'époque de la floraison.
Produits devant être consommés crus	pour l'irrigation de surface : pas plus de 2,2 coliformes par 100 ml ; pour l'irrigation par aspersion, effluent désinfecté, filtré, avec une turbidité maximale de 10 unités s'il a été traité par coagulation.	pas d'irrigation avec des eaux régénérées, sauf pour les fruits, devant être pelés avant consommation.		pommes de terre et céréales ; irrigation jusqu'à la floraison seulement.

Cependant, en zone tempérée, on a tendance de plus en plus souvent à diversifier les cultures irriguées par les effluents, estimant que leur utilisation doit être une opération rentable :

- blé d'hiver et betterave à sucre à Braunschweig (Allemagne Fédérale),

- betterave à sucre, maïs, pomme de terre, tournesol, etc... à Debrecen (Hongrie).

Les éléments prélevés par les plantes sont de deux sortes :

- les éléments essentiels tels l'azote, le phosphore et le potassium qui sont normalement trouvés en quantités suffisantes dans les effluents urbains ;

- les éléments traces, tels que les métaux lourds, pouvant ou non être présents dans l'effluent.

La tolérance au sel peut être un paramètre important dans le choix de la culture ; un accroissement de sel dans le sol peut être toxique aux plantes, ou peut entraver leur croissance. Le bermuda-grass peut tolérer une conductivité de 18 000 µ mhos/cm, tandis que le trèfle ladino présente une diminution de rendement de 50 % avec 2 000 µ mhos/cm. La betterave à sucre et la luzerne supportent bien le bore, mais les arbres fruitiers et la vigne y sont particulièrement sensibles.

Dans de nombreux pays, les règlements sanitaires exigent un certain délai entre la dernière irrigation avec l'effluent, et la récolte de fruits ou légumes ; en Californie par exemple, elle est de 30 jours.

Le système de distribution

La distribution de l'effluent pour l'irrigation des cultures comporte deux opérations essentielles qui sont : l'apport sur le site, et la distribution proprement dite.

- L'apport sur le site peut se faire par conduites sous pression ou par gravité ; la quantité et la pression de l'eau conditionnent en premier le choix des tuyaux, mais d'autres facteurs peuvent intervenir comme la permanence du système, la rigidité, la taille et la corrosion.

- La distribution par aspersion se fait par tuyaux principaux et latéraux qui courent dans le champ ; la différence de pression entre le premier et le dernier sprinkler ne doit pas dépasser 20 % .

L'espace entre les sprinklers peut varier de 6 à 36 m, cela dépend de la pression et du débit. La mise en marche et l'arrêt se font de plus en plus souvent automatiquement.

Pour les autres techniques d'irrigation, la submersion, les raies et billons, la distribution peut se faire par des fossés, par un tuyau enterré avec canalisations ascendantes, ou par un tuyau à vanne. Un faible débit est préférable pour éviter l'érosion.

Conséquences de l'irrigation par des effluents

Outre les conséquences que l'irrigation peut avoir sur les sols et les cultures, lesquelles ont été rappelées au chapitre III il convient d'examiner plus en détail les effets sur les nappes et sur l'environnement.

Effets de l'irrigation sur la nappe

Les éléments nutritifs qui ne sont pas utilisés par les plantes ou fixés par le sol peuvent être lessivés vers la nappe et provoquer une contamination. L'azote est l'élément le plus préoccupant : l'azote sous forme de nitrates, est utilisé par les plantes pour leur croissance, mais les nitrates non consommés sont extrêmement mobiles et sont lessivés vers la nappe. Si les concentrations sont assez élevées, la nappe peut être contaminée et ne plus convenir à la consommation domestique : la concentration limite de 10 mg/l en azote est recommandée par la Santé Publique aux U.S.A. pour l'eau potable.

Le phosphore de l'effluent peut aussi être lessivé s'il n'est pas utilisé par la plante ou fixé par le sol ; mais cela est rare dans la pratique de l'irrigation, car les doses appliquées ne sont jamais très élevées, et les sols ont très souvent des teneurs appréciables en matière organique ou en argile qui adsorbent pratiquement tout le phosphore.

Les matières organiques peuvent apparaître dans la nappe quand il y a une dose élevée d'irrigation, ou quand le sol est particulièrement perméable, comme le sable ou le gravier, avec une forte percolation.

Elles sont normalement décomposées par les microorganismes et utilisées par les plantes ; les bactéries agissent même sur les phénols et les hydrocarbures s'ils sont en petite quantité, car des concentrations élevées en phénols peuvent être toxiques aux bactéries, et leur dégradation ne se produit pas. Dans les sols sableux, l'eau transporte les matières organiques en profondeur, jusqu'à ce que l'activité bactérienne prenne place, et puisse les détruire.

Quant aux composés toxiques de l'effluent, ils peuvent subir une réaction chimique d'échange de cations, et peuvent devenir non toxiques par les bactéries ; les précipités chimiques qui ont pu se former, sont lessivés si une charge importante se produit, ou si un abaissement significatif du pH a lieu.

Normalement, les organismes entériques ne se retrouvent pas dans la nappe car ils sont éliminés ou meurent avant de l'atteindre. Sous la zone de cultures irriguées par l'effluent, la nappe est maintenue assez basse, de façon que les organismes soient éliminés en cours de percolation.

Le dernier point est la concentration en sels solubles, du fait du lessivage des minéraux du sol et de la teneur présumée de l'effluent . La Santé Publique aux U.S.A. préconise un niveau maximum de 500 mg/l pour les alimentations publiques d'eau.

Un exemple typique de l'augmentation des sels solubles dans la nappe s'est produit à Ventura, dans la Californie du Sud : alors que l'eau d'irrigation employée avait 1.702 mg/l en sels solubles, le puits test avait une concentration de plus de 8.128 mg/l.

Effets de l'irrigation sur l'environnement

Le problème des aérosols, dans le cas de l'irrigation par aspersion, se présente d'une manière d'autant plus aiguë que la pression est plus élevée, les gouttelettes plus fines et le diamètre des tuyaux plus important. De nombreux sites d'épandage sont aménagés avec des zones de protection de 15 à 60 m et des rangées d'arbres autour de la zone d'irrigation, de façon que les gouttelettes pulvérisées d'effluent ne dépassent pas les limites du site.

Le déplacement d'une bactérie dans l'air, en temps et distance a été étudié aux U.S.A. et en Europe : on estime que le parcours maximum est de 300 à 400 m avec un vent de 18 km/heure, mais la plus grande partie des brumes et des bactéries retombent à la moitié de la distance maximum mesurée. Les études de mouvement d'aérosols ont été planifiées pour le fonctionnement de Muskegon, et les meilleures conditions de vie des bactéries dans les particules d'aérosols ont été précisées.

On a montré que le taux de destruction des bactéries augmente lorsque l'humidité relative diminue et que la température de l'air augmente ; ainsi la dessiccation est un facteur majeur dans la destruction des bactéries.

Les odeurs causées par la décomposition anaérobie des matières organiques peuvent être incommodantes pour l'entourage. Il faut donc éliminer cette nuisance, soit en améliorant le traitement de l'effluent utilisé pour l'irrigation, soit en diminuant la charge hydraulique appliquée.

Au Golden Gate Park de San Francisco, il y a 50 ans, l'irrigation se faisait avec des effluents bruts, mais rapidement un problème odeurs est apparu. La solution a été de traiter ces effluents en station d'épuration avant de les utiliser pour l'irrigation du parc.

Dans d'autres cas, une dose excessive d'irrigation provoque une surcharge du sol, avec colmatage de la surface ; il faut alors diminuer la dose appliquée, et surtout imposer des périodes de dessiccation, indispensables pour une bonne aération du sol.

Quant aux insectes et aux rongeurs, leur contrôle sur un site d'épandage doit être plus strict que partout ailleurs, à cause des risques de contamination par les bactéries de l'effluent.

Trois années d'études à Pennsylvania State University ont montré que l'utilisation de l'effluent pour l'irrigation de forêts, n'avait pas eu d'effet néfaste sur la vie animale sauvage. Mais par contre, les moustiques ont augmenté, principalement à cause de l'environnement plus humide, et de la disponibilité de petites mares stagnantes pour leur reproduction, d'où la nécessité des périodes de dessiccation et d'un planage aussi parfait que possible.

2.1.4. Conclusions

L'épandage par irrigation, pratiqué dans le monde entier, dans des pays aussi divers que l'Argentine, Israël, les Indes, la Hongrie, la Belgique ou le Mexique par exemple, se présente donc comme une technique très valable, à buts multiples, dont la technologie se précise et se perfectionne constamment.

Non seulement l'irrigation agit sur les sols, en rendant productifs des hectares arides, par augmentation de la valeur fertilisante (minérale et organique) des sols, mais en tout premier lieu, elle agit sur la production agricole d'une manière très nette. Bien sûr, des précautions sont à prendre en matière de santé publique, et n'importe quelle culture ne peut être irriguée par l'effluent, mais les possibilités sont très grandes, et les rendements toujours améliorés par rapport à la normale : le fourrage, en particulier, est une excellente culture qui réagit très bien à l'effluent.

Le seul but de l'irrigation n'est pas nécessairement la culture, elle permet aussi d'épurer au maximum les eaux usées avant de les rejeter dans un cours d'eau, un lac ou la mer, et cette technique a souvent ce double rôle : production agricole accrue, et méthode anti-pollution.

Nous ne citerons que pour mémoire la récupération possible de sols alcalins, ou la création de parcs, et de parcours de golf dans des zones semi-arides.

A notre époque où la demande en eau est considérable, et où dans certains pays, les ressources naturelles sont insuffisantes, il est un devoir pour tous les pays, de ne pas gaspiller l'eau ; l'O.M.S. précise à ce sujet : "on assignera à chaque source d'eau un usage particulier, afin de ne pas utiliser de l'eau de qualité supérieure pour les besoins auxquels une eau de moins bonne qualité peut suffire".

Pour irriguer, une eau de qualité supérieure n'est pas indispensable, et les eaux usées, dont il n'est pas toujours aisé de se débarasser, sont toutes indiquées pour ce but, sous réserve de contrôles sanitaires assez stricts.

Mais l'irrigation par effluent a quelques exigences, notamment elle nécessite une grande superficie de terre, d'autant plus importante que le volume à épandre sera plus grand.

Et il n'est pas toujours possible de trouver des terrains d'épandage pas trop éloignés des villes ; il faudra donc souvent mettre en place tout un système de regroupement des égouts d'une zone urbaine, de canalisations, de stations de pompage, pour amener ces eaux usées à une station d'épuration (primaire, et parfois secondaire), jouxtant la zone à irriguer. Cela entraîne un prix de revient élevé, que toutes les communes ne peuvent supporter ; mais un effort à l'échelle nationale doit être entrepris, pour aider nombre de projets à se réaliser, car il est dans l'intérêt de tous de ne pas gaspiller l'eau, de tirer parti au maximum des effluents, et de rejeter dans le milieu naturel une eau bien épurée.

La zone à irriguer doit présenter quelques qualités, indispensables à une bonne "assimilation" de l'effluent, entre autres une bonne perméabilité du sol est nécessaire. Il faudra tenir compte aussi de la localisation éventuelle d'une source d'eau ; pour sa protection, il sera préférable d'installer la zone à irriguer en aval de cette source.

Le problème essentiel à résoudre dans l'irrigation par effluent est la dose à apporter, non pas dans le seul but d'irriguer une culture, dans ce cas le problème est relativement simplifié, mais lorsqu'on apporte plus que la dose d'irrigation, c'est-à-dire quand on veut faire agir également le pouvoir épurateur du sol. Mais ici, comme pour les autres techniques d'épandage, essais-pilote et contrôles doivent être mis en place avant toute généralisation.

2.2. Le ruissellement contrôlé

2.2.1. Description et objectifs

Cette technique de l'épandage est, à l'heure actuelle beaucoup moins répandue que l'irrigation ; elle est pratiquée essentiellement avec des effluents industriels, et est encore peu courante avec les effluents urbains. Dans ce dernier cas, deux réalisations seulement sont à signaler :

- celle de Melbourne, en Australie, qui a fait ses preuves, puisqu'elle fonctionne depuis près de 80 ans (Seabrook, 1975),

- celle d'Ada, en Oklahoma (U.S.A.), qui avait pour but d'étudier scientifiquement les performances de cette technique, afin justement d'élargir son domaine d'application, notamment en pays tempéré.

On peut définir le ruissellement contrôlé comme une méthode de traitement, dans laquelle des pentes herbeuses sont arrosées d'effluent, qui s'écoule à travers la litière, à la surface du sol, l'épuration s'effectuant au cours de cet écoulement.

L'objectif principal d'une telle technique est l'élimination et le traitement des effluents bruts, et leur utilisation pour l'entretien d'une prairie permanente. Par rapport aux autres techniques d'épandage, qui nécessitent des sols assez profonds à bonne perméabilité, elle est appliquée à des sols lourds à faible perméabilité, et l'effluent, grâce à la filtration par la prairie, subit un traitement avancé ; un de ses avantages est de ne pas produire de boues, ce qui est un aspect très positif du système. De plus le fonctionnement étant relativement simple, le prix de revient est très faible, comparé à un traitement conventionnel.

A la différence de l'irrigation par aspersion, une partie de l'effluent épandu ruisselle, et doit être collectée et déchargée vers des eaux réceptrices ; mais cet excès peut être aussi recyclé par quelqu'autre procédé d'épandage, ou stocké pour une éventuelle réutilisation industrielle ou agricole.

Si le ruissellement contrôlé présente bien des avantages, des recherches doivent être néanmoins poursuivies pour mieux développer et répandre cette technique, qui a un potentiel indéniable en matière de traitement des effluents urbains.

2.2.2. Contraintes dues au milieu naturel

Choix du site

Pour l'emploi du ruissellement contrôlé le choix du site sera guidé par deux critères d'égale importance : l'un topographique, l'autre pédologique.

- La topographie joue un rôle de tout premier ordre dans le ruissellement contrôlé : un terrain en pente est indispensable pour permettre à l'effluent appliqué de s'écouler lentement à la surface du sol, vers le système de collecte. La pente doit donc être suffisante pour que l'écoulement de l'effluent se produise, et éviter que l'eau ne stagne et pas trop forte pour empêcher l'érosion et permettre un temps de rétention suffisant de l'effluent sur les pentes. Les meilleurs résultats sont obtenus expérimentalement avec des pentes de 2 à 6 %, ayant une surface de sol très plane ; on peut utiliser avec succès des pentes supérieures à 6 %, mais les risques d'érosion augmentent, et l'emploi de machines agricoles peut poser quelques problèmes.

La longueur de la pente est aussi importante que son pourcentage : plus la pente sera longue, plus efficace sera le traitement de l'effluent, puisque le temps de contact entre l'effluent et la prairie sera plus long. C'est ainsi qu'au terrain d'épandage de Werribee, près de Melbourne, les travées ont plus de 350 m de long. Suivant la qualité de l'effluent et les conditions climatiques, des pentes plus ou moins longues pourront être nécessaires ; ce paramètre devra donc être estimé en fonction de chaque effluent, pour un lieu donné.

- La nature du sol et en particulier la texture et la structure de ses horizons supérieurs est aussi importante. En effet, les sols à faible perméabilité mais avec des coefficients de rétention élevés tels que les argiles ou les limons argileux assurent à cette technique la plus grande efficacité. Les sols filtrants et bien drainés sont mieux adaptés aux techniques d'irrigation par aspersion ou d'infiltration-percolation.

Les conditions hydrogéologiques quant à elles sont moins importantes, puisque l'infiltration étant très faible, les risques de pollution de la nappe sont minimes. Celle-ci doit cependant se trouver à une certaine profondeur et au moins à 60 cm, de façon que la plante de couverture n'en soit pas affectée.

Le climat

Bien qu'un climat chaud, semi-aride soit préférable, il est possible d'employer cette technique sous des climats plus froids ; à Ada, en Oklahoma, par exemple, le climat est tempéré avec au mois de janvier des températures journalières minima inférieures à 0°. Il est bien évident, que des conditions de gel réduiraient considérablement la bonne marche du système.

Dans cette technique, comme dans les précédentes, l'importance des saisons est primordiale, car le coefficient d'évapotranspiration règle la dose d'effluent à appliquer.

La plante de couverture

Son choix est essentiel, car c'est une des principales composantes du système du ruissellement contrôlé. Elle agit pour prévenir l'érosion du sol, pour augmenter l'élimination des éléments nutritifs, et surtout pour servir de support à la population microbienne dont l'activité réalise en partie le traitement de l'effluent. Aussi le ruissellement contrôlé a-t-il été rapporté comme la technique de "filtration par la prairie". De plus, quand la récolte est faite, elle peut être vendue pour l'alimentation du bétail.

Les prairies pérennes ou permanentes, avec de longs cycles végétatifs, une résistance à l'humidité élevée, et une formation racinaire très développée sont mieux adaptées à l'application de l'effluent. Le "reed canary-grass" convient parfaitement : il montre une capacité à prélever les éléments nutritifs très élevée, et a un bon rendement en fourrage. La fétuque élevée a aussi été utilisée comme plante de couverture, et dans les conditions de laboratoire, elle s'avère supérieure au reed canary-grass ;cependant, les études au champ indiquent qu'après récolte, elle favorise l'implantation de prairies naturelles indésirables.

Mais il est possible d'associer deux espèces, car le reed canary-grass est une plante à démarrage lent, qu'il est préférable de semer avec une autre, type ray-grass ou grande fétuque ; en plus, elle présente l'avantage d'être adaptée à diverses conditions climatiques. D'autres espèces, comme le "bermuda-grass" peuvent aussi convenir.

L'expérience de Paris (Texas, U.S.A.) (POUND et CRITES ; 1973)montre, que pour l'épandage d'effluents industriels l'association fétuque élevée - ray grass - reed canary-grass serait la meilleure sélection. Cependant en début de végétation des apports modérés seraient nécessaires et cela jusqu'à ce que le reed canary-grass démarre car le ray-grass résiste peu à l'excès d'humidité.

2.2.3. Technologie et efficacité

Distribution et collecte de l'effluent

La distribution de l'effluent dans un système de ruissellement contrôlé se fait en principe par sprinklers : l'aspersion est recommandée pour une distribution plus régulière des matières organiques en particulier.

Le principe du ruissellement contrôlé exige que l'effluent soit distribué en haut de pente, pour favoriser l'écoulement vers le bas, vers le système de captage. Les sprinklers sont disposés de manière que le diamètre d'aspersion recouvre approximativement le 1/3 supérieur de la pente. N'ayant pas de renseignements précis pour les systèmes à effluents urbains, nous citerons les données d'un système à effluents industriels, celui de Davis, en Californie (POUND et CRITES, 1973): espacement des sprinklers de 30 m, à débit de 1,6 l/sec. à la pression de 4,2 kg/cm2, avec un diamètre d'aspersion de 40 m environ, les sprinklers étant placés à 20 m des points hauts de la zone irriguée.

Les systèmes de sprinklers fixes, à base enterrée, sont préférables aux systèmes mobiles en aluminium ; en effet, des fuites peuvent se produire sur les systèmes mobiles, lorsque la pression est élevée, et provoquer une érosion importante des pentes.

Des contrôles automatiques centralisés sont recommandés afin de réduire les besoins de main d'oeuvre et en conséquence les risques d'erreur humaine.

Un réseau de fossés peut être construit pour intercepter l'écoulement et le conduire au point de décharge ou de stockage ; ces fossés peuvent être aménagés pour prévenir l'érosion, et en même temps, ils peuvent avoir une pente suffisante pour empêcher l'eau de stagner aux points bas. Le système collecteur doit être prévu pour recevoir le débit supplémentaire d'un écoulement pluvial.

Pour quelques opérations saisonnières d'été, il peut être possible de stocker l'écoulement du système, et de le réutiliser au printemps suivant pour satisfaire aux demandes d'irrigation de la plante de couverture.

Les charges apportées

De la superficie du terrain choisi pour le ruissellement contrôlé dépendra l'ensemble des charges appliquées sur le système, c'est-à-dire le volume d'effluent, la matière organique, les éléments totaux et les éléments nutritifs.

Les charges liquides sont normalement exprimées en m3/ha/jour, et sont calculées en divisant le débit journalier moyen de l'effluent par la superficie du champ d'épandage.

La charge apportée peut s'exprimer également en DBO, et en matières en suspension ; elle est basée sur la concentration moyenne de l'effluent appliqué. La charge en éléments nutritifs n'est pas utilisée comme paramètre d'étude dans ces systèmes, et cependant, indiscutablement, les éléments nutritifs interviennent dans la performance du système, puisque le ruissellement contrôlé est essentiellement un système de traitement biologique.

Le cycle d'apport de l'effluent doit être programmé afin que les microorganismes restent actifs à la surface du sol. La période d'apport sera contrôlée de façon à ne pas surcharger le système et provoquer des conditions anaérobies. La période de repos sera assez longue pour permettre à l'horizon de surface de se "réaérer", mais aussi assez courte pour conserver les microorganismes dans un état actif. L'expérience des systèmes actuels montre que les cycles optima vont de 6 à 8 heures d'application, et de 6 à 18 heures de repos en fonction de la saison. Les durées d'application peuvent être augmentées au cours des mois d'été, pour permettre à certaines parties du système d'être hors service pour la récolte. Les doses d'application et les débits sont normalement maintenus

constants et sont déterminés par le choix du sprinkler : ils s'échelonnent en général de 1,3 mm/heure à 2,5 mm/heure, avec des sprinklers débitant 0,95 l/sec. à 1,9 l/sec.

Entretien du sol et de la plante de couverture

Dans les systèmes de ruissellement contrôlé, le sol et la plante de couverture doivent faire l'objet d'une attention particulière, et la récolte tout spécialement, est à surveiller.

En effet, la récolte des plantes est nécessaire pour éliminer les éléments nutritifs prélevés par celle-ci, et pour renouveler cette possibilité, aussi bien d'ailleurs que pour donner une valeur marchande au fourrage obtenu. La coupe de la culture maintient un bon fonctionnement du système, car elle empêche la formation de prairies hautes, qui pourraient entraver la distribution de l'effluent.

Une expérimentation a démontré qu'il était possible de prévoir l'époque de l'année et le stade de croissance auxquels le fourrage devait être récolté, afin d'obtenir le maximum au point de vue valeur de la récolte et capacité d'élimination des éléments nutritifs. De plus, on a observé qu'une dernière récolte d'automne avait non seulement pour résultat une baisse de la valeur nutritive du fourrage, mais avait aussi un effet défavorable sur les capacités de prélèvement au printemps suivant. Ces observations sont importantes pour les systèmes qui fonctionnent tout au long de l'année. Une étude est à prévoir pour mieux définir les effets de la récolte sur l'efficacité du système.

La récolte doit être faite avec un certain soin, et pour cela, le champ doit être suffisamment sec, pour que le matériel utilisé ne dégrade pas la pente.

L'apport de fertilisants au sol peut être nécessaire dans le cas de ruissellement contrôlé avec certains effluents industriels.

On peut éventuellement employer des pesticides pour protéger la plante de couverture des insectes nuisibles ; l'expérience de Paris au Texas, a montré que l'application d'insecticides contre les limaces et les chenilles n'a pas d'effet sensible sur la population microbienne du sol, ou sur l'efficacité du système.

Efficacité du traitement

On rappelle ici les données les plus importantes citées au paragraphe III 1.2.1.

Les systèmes de ruissellement contrôlé à Melbourne, en Australie, et à Ada, en Oklahoma (U.S.A.), utilisant les eaux usées urbaines, et à Paris, au Texas (U.S.A.), utilisant des eaux usées industrielles, ont été contrôlés pour déterminer les rendements de l'épuration.

Les variations des taux d'élimination, basées sur les résultats de ces 3 sites, sont les suivantes :

- pour la DBO et les matières en suspension : 95 à 99 %
- pour l'azote : 70 à 90 %
- pour le phosphore : 50 à 60 %

L'élimination des matières solides et des matières organiques se fait par une oxydation biologique, lors de leur passage à travers la litière végétale. Les mécanismes d'élimination des éléments nutritifs comprennent, outre le prélèvement par la culture et l'exportation par la fauche, le prélèvement biologique, la volatilisation et la dénitrification pour l'azote, et la fixation dans le sol pour le phosphore.

Les études à Paris (Texas), confirment que les micro-organismes trouvés normalement dans le sol sont responsables de l'oxydation de la matière organique ;elles révèlent aussi que l'efficacité de l'élimination ne diminue pas pendant les mois d'hiver : une activité métabolique réduite est compensée par une augmentation de la population microbienne. De plus, l'assèchement des pentes réduirait la population microbienne, et ainsi l'efficacité du traitement, mais quand l'aspersion reprend, la récupération est normalement très rapide.

Précisons que ce procédé du ruissellement contrôlé étant un procédé biologique, son efficacité sur le traitement des eaux usées ne prendra toute sa valeur que lorsque la vie biologique sera établie c'est-à-dire quand la végétation sera bien implantée ; il faudrait donc compter sur cette phase de traitement intermédiaire, ce qui reste à démontrer.

2.2.4. Conclusions

La technique du ruissellement contrôlé présente donc de multiples avantages. Par rapport à l'irrigation, elle permet d'utiliser des sols lourds, peu perméables et peu profonds, ou un terrain accidenté, et son prix de revient est très peu élevé. L'étude d'Ada (en Oklahoma - U.S.A.) permet d'affirmer qu'elle pourrait être appliquée en pays tempéré, à condition que les hivers ne soient pas trop rigoureux. Et si l'on se base sur la réalisation de Melbourne, qui fonctionne depuis 80 ans, il semble que ce système puisse se conserver dans de très bonnes conditions et très longtemps, sans aucun dommage pour l'environnement. Cette technique exige cependant que l'on dispose d'un émissaire pour recueillir les eaux de ruissellement ou d'un stockage avant réutilisation.

Le traitement des eaux usées brutes par ce procédé est efficace en ce qui concerne la DBO, les matières en suspension et l'azote ; seule l'élimination du phosphore ne s'effectue qu'à 50 %. Le fait que les risques de pollution de la nappe soient infimes nous semble fondamental, et le rejet ou la récupération d'un effluent correctement épuré résoud bien des problèmes de pollution.

Mais, son peu de développement actuel pour les effluents urbains, laisse tout un domaine de recherches à explorer, et il est absolument nécessaire que les études entreprises à Ada soient poursuivies ;les travaux pourraient porter sur les points suivants :

- études au champ par temps froid, et même peut-être par temps de gel ;

- recherche sur une corrélation entre la charge en DBO et l'efficacité du traitement, les facteurs variables étant : le climat, le type de prairie, la longueur de parcours du ruissellement, et la pente au champ.

- étude des mécanismes d'élimination de l'azote : prélèvement par la culture, dénitrification, volatilisation de l'ammonium, l'objectif étant une élimination maximum ;

- étude des différentes prairies en fonction des conditions climatiques variées.

2.3. L'infiltration-percolation ou recharge de nappe

2.3.1. Description et objectifs

L'infiltration-percolation traite l'effluent sur une superficie minimum de sol, dans certaines conditions et permet ainsi de recharger la nappe. L'effluent est épandu à doses élevées pendant plusieurs jours à quelques semaines, épandage suivi d'une période de repos, permettant au sol de se ressuyer et de rétablir ainsi sa capacité d'infiltration ; une végétation par ses racines peut aider également à maintenir les taux d'infiltration.

La recharge de nappe peut être effectuée en vue d'objectifs différents :

1 - elle permet très souvent de rétablir un équilibre hydraulique de la nappe existante, tel est le cas à Phoenix (Arizona) qui représente aux U.S.A. le système pilote pour la régénération des effluents par cette technique.

Les pompages d'eau s'opéraient aux dépens d'une réserve et cette surexploitation au sens hydraulique du terme, conduisait à l'épuisement des ressources ; en conséquence, son alimentation artificielle par des effluents constituait la seule possibilité de restauration de la nappe.

2 - dans les régions en bordure de mer, bien souvent la recharge de nappe est effectuée afin de limiter l'intrusion dans la nappe d'eaux salées. Deux exemples en Californie correspondent à ce schéma : Hemet et Los Angeles (Hyperion).

3 - enfin, cette technique peut être utilisée simplement comme traitement des effluents, lesquels épurés peuvent être réutilisés à des fins diverses. Les effluents provenant de stations d'épuration au lieu d'être rejetés ainsi dans les cours d'eau ou lacs, ce qui pourrait provoquer à la longue une certaine eutrophisation, sont épurés suivant ce procédé. Les réalisations de Lake George (New-York - U.S.A.) et de Santee (Californie - U.S.A.) illustrent ce besoin de protection de l'environnement.

2.3.2. Contraintes dues au milieu naturel

Contraintes pédologiques

Les sols les mieux adaptés à cette technique, doivent être assez perméables (10 à 30 cm/jour sont nécessaires) ; ils seront donc de texture sableuse ou sablo-limoneuse ou encore limono-sableuse. Une texture trop grossière n'est pas très recommandée car si la percolation de l'effluent s'effectue trop rapidement, les réactions chimiques et biologiques entre le sol et l'effluent n'auront pas lieu.

Le sol doit avoir une certaine profondeur afin que son pouvoir épurateur puisse jouer au maximum, mais il est bien évident que cette profondeur exigée, dépendra du taux de régénération que l'on veut obtenir en fonction de la charge hydraulique appliquée. L'important est qu'il n'y ait pas de couche plus ou moins imperméable sur l'épaisseur du profil, entravant la percolation et qui pourrait être à l'origine d'une nappe perchée.

La texture du sol doit pouvoir limiter les risques de colmatage dus aux matières en suspension et à la matière organique contenues dans l'effluent. Ces risques vont dicter la nature du prétraitement de l'effluent ; en effet, une bonne connaissance de la qualité de l'effluent à appliquer est indispensable, ceci afin de ne pas réduire sérieusement la capacité naturelle d'infiltration du sol et de ne pas dégrader la qualité de la nappe.

La sédimentation primaire est considérée le plus souvent comme la forme minimum de prétraitement ; seule, elle aura pour conséquence de ne pouvoir maintenir le système à long terme, car les risques de colmatage seront importants.

Il est donc préférable d'utiliser un effluent ayant subi au moins un traitement biologique secondaire, avec une concentration en DBO et en matières en suspension allant de 30 à 50 mg/l. Ce traitement limite fortement les effets de colmatage sur le sol, mais ne met pas la qualité de la nappe à l'abri de toute contamination. Si le sol peut agir efficacement comme filtre biologique vis-à-vis des matières organiques,

des matières en suspension, des bactéries et des virus, un certain nombre d'autres constituants posent des problèmes d'élimination. Ce sont : l'azote, le phosphore, le bore, les métaux lourds et les sels solubles.

Le sol ayant une capacité d'adsorption limitée, on pourra effectuer, selon les nécessités, un certain nombre de prétraitements adaptés à chacun de ces éléments.

Si la présence de phosphore dans les eaux épurées est indésirable, comme dans le cas de lacs récréatifs en raison des risques d'eutrophisation, un prétraitement pour éliminer le phosphore sera nécessaire.

La présence de bore dans les eaux récupérées devant servir à l'irrigation, est dangereuse pour les cultures, mais d'autre part, un prétraitement pour l'enlever de l'effluent n'est pas économiquement réalisable ; le seul moyen est de limiter l'emploi de détergents à base de borax ou de perborate.

Si les métaux lourds s'accumulent anormalement dans le sol au point de provoquer des phénomènes de toxicité vis-à-vis des plantes ou des microorganismes, une solution est possible : abaisser le pH du sol afin de lessiver les métaux retenus, récolter et traiter le lessivat.

Par opposition au système d'irrigation, l'épuration de l'azote par les plantes est insignifiante dans l'infiltration-percolation. Seules l'argile et la matière organique peuvent retenir l'azote ammoniacal. La nitrification se produisant, il y a souvent contamination de la nappe par des nitrates. Des méthodes de prétraitement en station pour éliminer l'azote sont possibles : nitrification-dénitrification biologique, chloration, dégagement d'ammoniac, échange ionique. La dilution de l'effluent avant infiltration avec une eau pauvre en nitrates est une autre possibilité pratiquée à Whittier Narrows (Californie - U.S.A.) (M.S. MICHAEL et Mc KEE ; 1965). Une solution intéressante serait d'induire une dénitrification dans le système même, comme c'est le cas aux "Flushing Meadows" (voir paragraphe III 1.2.2.).

La notion de qualité de l'effluent est naturellement liée à la notion de quantité appliquée, quant aux répercussions sur le sol et la nappe.

Les systèmes d'infiltration-percolation ont des charges liquides importantes, allant de 5 m à 150m par an ; deux des sites les plus connus, Whittier Narrows en Californie et Flushing Meadows en Arizona, ont fonctionné avec des taux aussi élevés que 3 m et 2,50 m par semaine, respectivement. Mais au cours du fonctionnement, cette charge liquide peut être modifiée en fonction d'un éventuel colmatage, des variations climatiques saisonnières, des caractéristiques de l'effluent ou des niveaux de la nappe.

Contraintes hydrologiques et géologiques

La profondeur, le mouvement, et la qualité de la nappe sont les facteurs hydrologiques les plus importants dans le choix du site.

Une épaisseur de 4 m de sol, de la surface à la nappe est considérée comme minimale, pour maintenir des charges élevées et une épuration effective.

La qualité de la nappe apparaît toujours comme critique : ou bien elle est excellente, ou elle est saumâtre.

Si elle est de haute qualité, la recharge peut la dégrader, mais si elle est saumâtre, la recharge peut améliorer sa qualité. Par exemple, les opérations de recharge de nappe à Hemet et Los Angeles (Hyperion) en Californie, limitent effectivement l'intrusion de l'eau salée dans la nappe venant de l'Océan.

La roche-mère donne au sol ses propriétés physiques et chimiques ; la connaissance du substratum est importante afin de préciser les caractéristiques du système sol-substratum, sa capacité à créer une nappe, sa capacité de stockage et sa transmissivité. Un matériau avec une forte porosité ne constitue pas forcément un bon aquifère.

Il peut arriver qu'on veuille minimiser la recharge de nappe en drainant le terrain, car la diffusion de l'eau épurée au sein d'une nappe phréatique existante, n'est pas toujours souhaitable, et il s'avère préférable :

- qu'elle draine naturellement vers les eaux de surface,

- ou qu'elle soit interceptée par des drains horizontaux si l'aquifère est peu profond, ou par des puits s'il est profond.

Les systèmes de drainage doivent être prévus de façon que l'eau se déplace sur une distance souterraine suffisante, afin qu'elle soit d'une qualité convenable lorsqu'elle quitte l'aquifère. Le temps et la distance nécessaires pour une bonne épuration, dépendent :

- de la qualité de l'effluent,

- de la qualité souhaitée de l'eau épurée,

- de la dose d'application,

- des matériaux du sol et de l'aquifère.

En général, un déplacement à travers 100 m de sol et de sous-sol, ne comprenant ni macropores, ni fissures, ni fractures et un temps de rétention souterrain d'environ un mois, doivent être suffisants pour obtenir une bonne épuration.

En ce qui concerne la profondeur optimale du niveau de la nappe, les opinions sont très partagées. Certains préconisent des profondeurs d'au moins 3 m, mais des profondeurs moindres peuvent être acceptables sous certaines conditions.

L'élévation de la piézométrie peut réduire la quantité d'eau infiltrée et provoquer un colmatage des premiers centimètres du sol.

En conséquence, si les montées de la nappe peuvent être tolérées pendant la submersion, il s'avère indispensable qu'il se produise, durant la période de dessiccation, une chute rapide du niveau piézométrique de façon que le sol puisse s'aérer.

Puisque le taux de diffusion de l'oxygène baisse considérablement à des profondeurs d'environ un mètre suivant le sol et la teneur en eau du sol après drainage, une profondeur de nappe à environ 1,50 m durant la période de dessiccation semble suffisante. Des nappes plus profondes n'augmenteraient pas matériellement la profondeur de la zone aérobie pendant la dessiccation.

Le drainage peut se présenter sous trois formes :

- drainage naturel

Lorsque l'eau épurée draine vers des exutoires naturels, on doit prendre soin que l'aquifère puisse transmettre le débit de l'eau régénérée, en dehors des montées excessives de la nappe sous les zones d'infiltration.

- interception par des drains horizontaux

Pour soustraire l'eau régénérée à un aquifère peu profond, des drains horizontaux peuvent être placés à une certaine distance de la zone d'infiltration.

- interception par des puits

L'eau régénérée peut être entièrement interceptée par des puits si ceux-ci sont localisés sur une ligne située entre deux zones parallèles d'infiltration. On peut, par mesure de prudence, faire en sorte que le niveau piézométrique de la nappe provoquée par l'infiltration, soit plus bas que celui de l'aquifère adjacent.

Autres contraintes : elles ont été rappelées par POUND et CRITES (1973).

- Le climat

Cette technique de l'infiltration-percolation peut se pratiquer presque sous tous les climats, à condition cependant que celui-ci ne soit pas à pluviométrie trop élevée, et d'autant mieux si le climat est aride ou semi-aride. En effet, de trop fortes pluies prolongées ont posé des problèmes à Hemet (Californie) et Westby (Wisconsin), ce qui amena même l'arrêt provisoire du système à Hemet. A Lake George (New-York) la neige et la glace ne sont pas un grave inconvénient, car la glace qui se développe à la surface des bassins protège des basses températures.

Mais une température élevée peut avoir parfois une conséquence fâcheuse, car la croissance d'algues est déterminée par la température et l'éclairement ; au cours de l'été et sous une forte intensité lumineuse, leur prolifération peut avoir pour résultat un colmatage rapide des bassins. Les algues doivent donc être enlevées avant qu'elles ne meurent. La mise en eau intermittente des bassins peut empêcher ce développement. A Hemet (Californie), la présence d'algues dans les effluents a entraîné des phénomènes de fermentation.

- La topographie

Le site retenu pour la construction des bassins ou l'aménagement d'étangs à partir desquels va se produire l'infiltration-percolation, doit être plat ou légèrement pentu.

Une pente trop forte risque de favoriser une percolation latérale, et non une infiltration verticale ; ce phénomène s'est produit à Westby (Wisconsin) où les bassins ont été terrassés avec une pente de 5 %.

2.3.3. Technologie et efficacité

Technologie

La technique proprement dite de la recharge de nappe s'effectue au moyen de bassins, dits bassins d'infiltration ; exceptionnellement les effluents peuvent être épandus directement sur les champs, tel est le cas à Lake George (New-York) et à Westby (Wisconsin).

La surface d'un bassin d'infiltration-percolation doit être conçue pour disperser le matériau colmatant appliqué ; ces surfaces peuvent être de trois types :

- bassins nus,
- bassins couverts de végétation,
- bassins formés par des sables et des graviers.

L'effet des surfaces enherbées a été mise en évidence aux Flushing Meadows. En 1969, quatre bassins furent plantés, un fut laissé nu et un autre couvert de graviers (Figure18). La quantité d'effluent infiltrée dans les bassins végétalisés fut de 25 % supérieure à celle des bassins à fond nu, et ce dernier s'avèra posséder une meilleure infiltration que celui couvert de graviers. La végétation protège le sol contre l'impact des gouttes d'eau lors des périodes pluvieuses, elle exporte des éléments minéraux si toutefois elle est récoltée (approximativement 5 %) et elle favorise la dénitrification. Mais par contre, elle présente quelques inconvénients : il est nécessaire de maintenir un niveau d'effluent assez faible dans le bassin ; il faut adapter ce niveau à la croissance de la plante et assècher le bassin afin de permettre sa récolte. Le bermuda-grass géant, le riz et le soudan-grass paraissent bien s'adapter à ces conditions de vie (POUND et CRITES ; 1973).

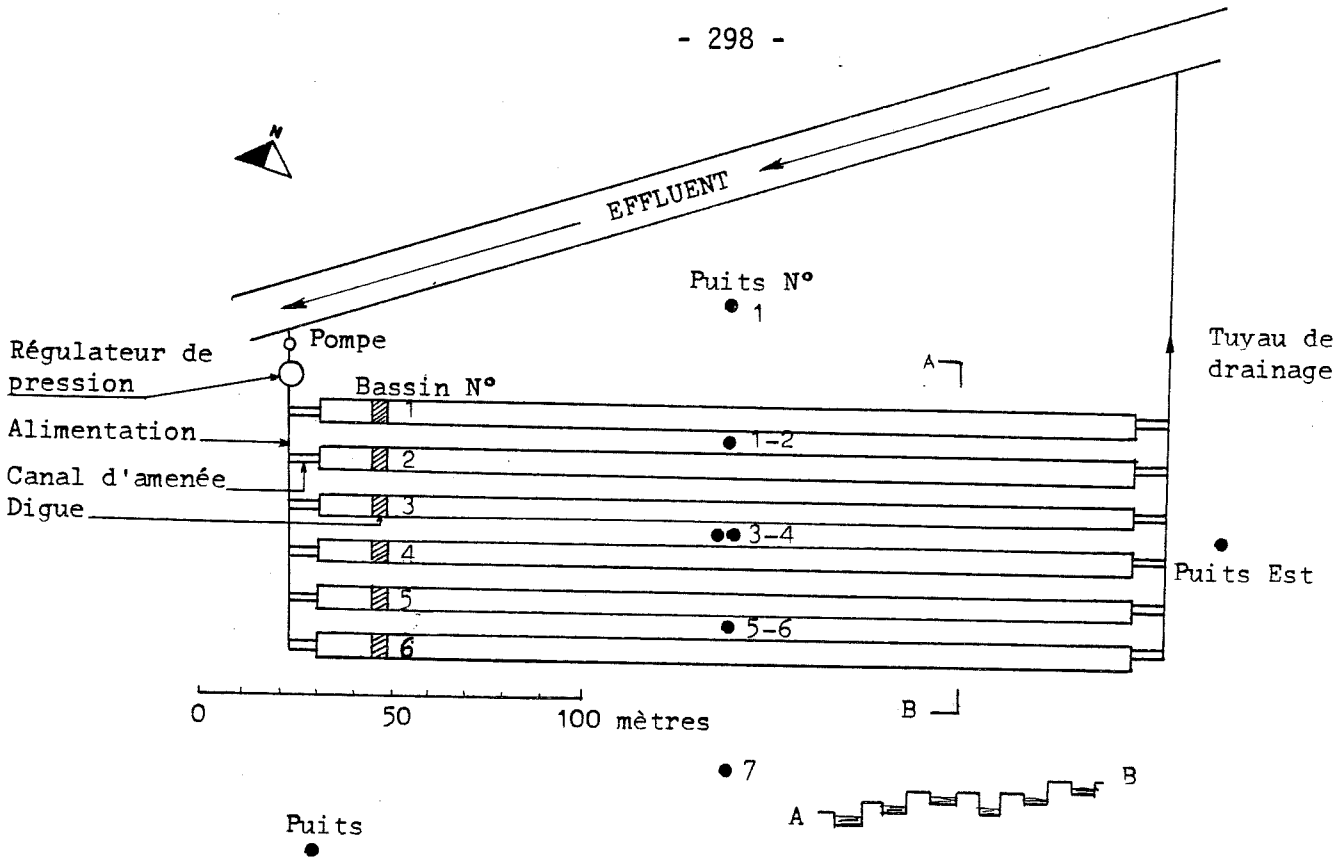
A Whittier Narrows, des bassins recouverts d'un horizon de graviers, ont par contre montré des taux d'infiltration supérieurs à ceux des bassins nus, le gravier servant de support aux matières en suspension qui ainsi ne colmatent pas le sol lui-même (POUND et CRITES ; 1973).

Il apparaît donc que végétation et gravier sont également valables. L'arrivée des effluents aux bassins peut se faire par gravité comme par exemple aux Flushing Meadows, ou par pompage.

Comme nous l'avons déjà signalé, les doses d'infiltration sont importantes, et la vitesse d'infiltration dans les bassins décroit généralement durant la submersion, passant de 75 cm/jour à 45 cm/jour en dix jours, mais elle se rétablit après la période de dessiccation.

D'une manière générale, les périodes d'infiltration doivent alterner avec les périodes de dessèchement, pour aérer le sol et favoriser la vie microbienne, et pour empêcher que les matières en suspension ne colmatent le sol. Si le poids des matières en suspension contenues dans l'effluent peut être maintenu entre 10 et 20 mg/l, peu de boues s'accumulent dans le fond des bassins, et ceux-ci peuvent être utilisés durant plusieurs années sans être nettoyés. Si ce poids est supérieur à 20 mg/l le nettoiement doit être effectué chaque année, voire même plusieurs fois par an.

La période d'inondation doit être en principe de moitié par rapport à la période de dessiccation. Aux Flushing Meadows, la durée de la période d'inondation est environ de 10 à 14 jours, alternant avec des périodes de dessiccation de 10 jours en été et 20 jours en hiver. Avec ce programme, nous avons précisé que l'infiltration moyenne était de 240 cm/semaine, avec une lame d'eau de 30 cm en moyenne (BOUWER ; 1974 b).



SCHEMA DU PROJET DES FLUSHING MEADOWS

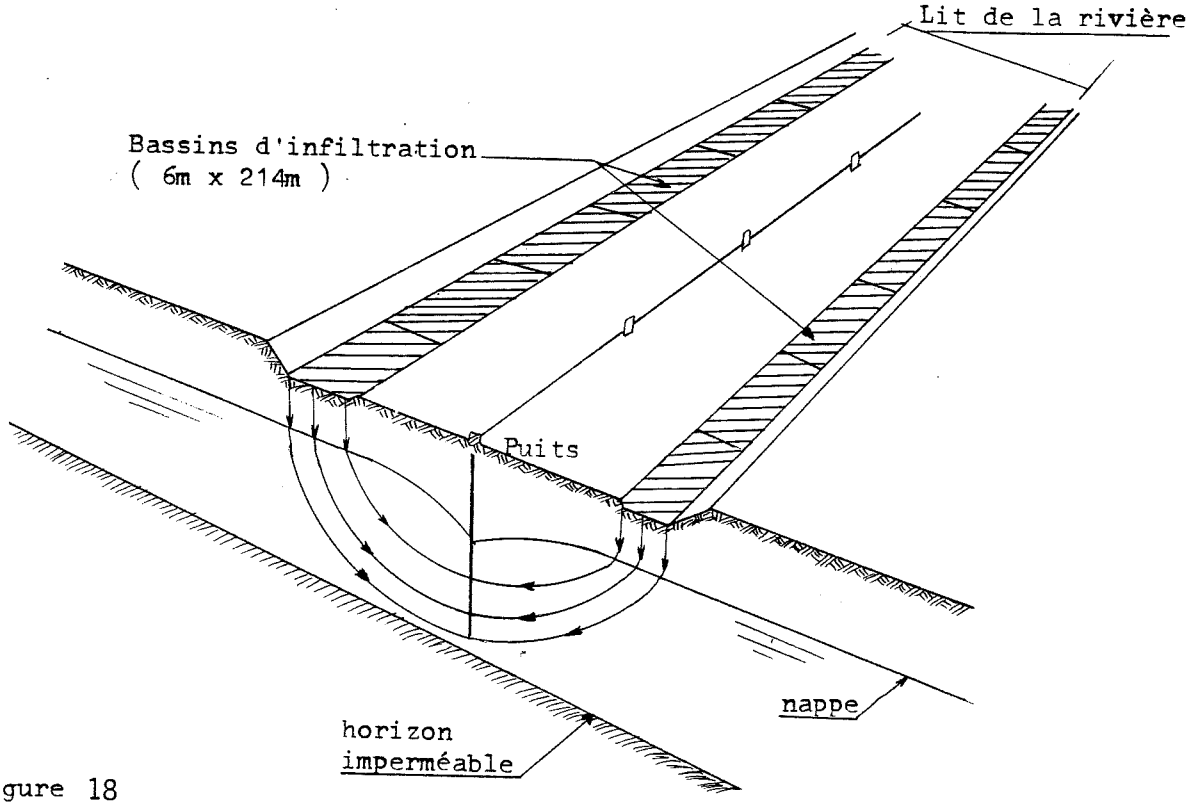


Figure 18

SYSTEME DES BASSINS D'INFILTRATION SUR CHAQUE COTE DU LIT DE LA RIVIERE ET DES PUITS AU CENTRE POUR POMPER L'EAU REGENEREE

Les quantités infiltrées sont élevées dans les bassins avec végétation, plus basses dans ceux à sol nu, et encore moindres dans ceux couverts de graviers. Cependant, au printemps et en été, dans les bassins avec végétation, l'épaisseur de la lame d'eau n'excède pas quelques centimètres, et les périodes de submersion sont très courtes (quelques jours) afin de permettre à la végétation de se développer.

La charge hydraulique maximale est obtenue dans les bassins à sol nu, avec une profondeur de l'ordre de quelques décimètres.

Comme cela a déjà été cité au paragraphe III 1., l'efficacité de l'épuration dans le système d'infiltration-percolation, n'est pas aussi élevée que pour le système d'épandage par irrigation, car les doses d'effluent appliquées sont beaucoup plus importantes. Nous allons cependant l'apprécier pour les éléments principaux.

Il est utile de rappeler ici les performances de l'infiltration-percolation :

- Azote

En supposant une teneur en azote total de l'effluent de 25 mg/l environ, 25 000 kg d'azote par hectare pénètrent dans le sol chaque année, si la charge hydraulique appliquée est de l'ordre de 100 m. Cette quantité est beaucoup plus importante que les 50 à 600 kg par hectare qui peuvent être exportés par les cultures. La seule façon d'éliminer des quantités importantes d'azote consiste à opérer une dénitrification dans le sol ; ceci impose d'apporter à la fois des nitrates et du carbone dans un milieu anaérobie.

Pour le projet des Flushing Meadows, la dénitrification est maximum, si les périodes d'inondation sont de dix jours environ et les périodes de dessèchement de deux semaines environ. Avec cette périodicité, l'oxygène du sol est rapidement épuisé pendant la submersion si bien que l'azote, qui se trouve principalement sous forme ammoniacale dans l'effluent, est adsorbé sur l'argile et la matière organique du sol. La submersion est arrêtée avant que le complexe cationique d'échange ne soit saturé en ammonium. L'oxygène pénètre alors le sol, causant des conditions aérobies et permettant la nitrification de l'ammonium adsorbé (BOUWER ; 1974).

Les périodes de dessiccation doivent être suffisamment longues pour que tout l'azote adsorbé sous forme d'ammonium dans le sol pendant la submersion, soit transformé en nitrates pendant la dessiccation. Une partie des nitrates ainsi formée est dénitrifiée dans les micro-habitats anaérobies des premiers trente centimètres du sol. Les nitrates restants sont lessivés quand la submersion est reprise, causant un pic de nitrates dans l'eau régénérée.

Si l'effluent est épandu à des doses élevées d'infiltration, les nitrates sont lessivés plus rapidement ; le temps nécessaire à la dénitrification est trop réduit et l'élimination de l'azote total n'est que de 30 % environ.

Au contraire, si l'effluent est appliqué à des doses plus faibles, les nitrates passent plus de temps dans la partie supérieure du sol microbiologiquement active ; l'élimination de l'azote total peut atteindre ainsi 80 %.

LANCE et al (1976 c) signalent une augmentation exponentielle de l'élimination de l'azote avec une diminution de la charge hydraulique.

Dans l'objectif d'obtenir une dénitrification maximale, la période de submersion et les quantités d'effluent infiltrées dépendent :

- de la capacité d'échange du sol,

- du pourcentage d'ammonium échangeable,

- de la teneur en azote de l'effluent,

- du taux de diffusion de l'oxygène dans le sol au cours de la dessiccation,

- de la température, et de nombreux autres facteurs.

En conséquence, il est nécessaire d'effectuer de nombreux essais au champ, de façon à déterminer les quantités d'effluents à épandre, la durée de la période de submersion et la durée de la période de dessiccation.

- Phosphore

En supposant une teneur en phosphore de l'effluent de 10 mg/l, 10 000 kg de phosphore par hectare pénètrent annuellement dans le sol si la charge hydraulique appliquée est de l'ordre de 100 m. Comparé à cette énorme quantité, le prélèvement du phosphore par les plantes est négligeable. Le seul mécanisme qui joue pour l'élimination du phosphore quand il traverse le sol, est sa précipitation. Le phosphore peut tout d'abord être adsorbé, puis lors des périodes de dessiccation, il peut passer sous forme insoluble, en formant des composés avec Fe et Al, libérés dans le sol par altération. D'autres phosphates complexes peuvent se former avec Ca-Mg, si le pH du sol est alcalin, ou avec NH_4-Mg.

90 % du phosphore peut être éliminé si l'eau épurée peut parcourir en souterrain, une distance d'au moins 100 mètres. Mais si le sol contient très peu de cations, et possède un pH acide, le phosphore est beaucoup plus mobile, dans ce cas, une précipitation du phosphore avant l'infiltration paraît nécessaire.

- Métaux lourds, bore, etc...

La plupart des métaux des eaux résiduaires se retrouvent dans les boues, et les concentrations en métaux de l'effluent sont normalement très faibles, et au-dessous des limites maximum admises pour l'eau potable.

Les métaux, le bore, le fluor, etc... présents dans l'effluent, peuvent s'accumuler dans le sol ou rester dans l'eau épurée, cela dépend de l'élément, et des conditions du sol. Au projet des Flushing Meadows par exemple, cuivre, zinc et fluor s'accumulent dans le sol, mais cadmium, plomb et bore se retrouvent à la même concentration dans l'eau épurée que dans l'effluent avant infiltration. Quant au mercure, la moitié environ reste dans le sol. Des résultats différents peuvent être obtenus avec d'autres sols ; par exemple, les sols contenant de l'argile ou des oxydes d'Al ou de Fe, immobiliseront plus de bore que les sols sableux. De grosses molécules organiques peuvent agir comme agent chélatant, augmentant ainsi la mobilité des métaux dans le sol et dans l'aquifère.

Des concentrations excessives de ces éléments dans les eaux d'égout, peuvent être causées par des décharges industrielles ou par l'emploi de certains produits de ménage (bore) et peuvent mieux être contrôlées à la source.

- Carbone organique

La DBO de l'eau épurée par ces systèmes de traitement par le sol, est quasiment nulle ; cependant, un peu de carbone organique tend à rester dans l'eau régénérée, à la dose de 4 mg/l pour le projet des Flushing Meadows. Ces composés organiques sont difficilement identifiables, une partie pourrait être de la lignine ou des composés voisins des composés humiques, l'autre partie laisse un doute quant à l'utilisation de cette eau comme eau potable. Des études devront être entreprises pour préciser la nature de ces composés organiques, et leur éventuelle toxicité.

- Bactéries et virus

Si l'effluent percole verticalement à travers un sol relativement fin, ne comportant ni pores importants, ni fissures, tous les micro-organismes seront en principe éliminés. Au projet des Flushing Meadows les coliformes fécaux sont réduits d'environ 10^6 à moins de 200/100 ml, après 9 m de mouvement descendant ; si l'on y ajoute un parcours latéral de 30 m, la densité des coliformes passe à 10/100 ml, et avec un parcours de 90 m, elle devient nulle. Un programme de recherches est en cours pour la détermination des virus, sur des échantillons fortement concentrés d'eau épurée, collectés deux fois par an : jusqu'ici, on n'a pas détecté de virus dans aucun des échantillons.

A Santee (Californie), des virus injectés dans l'effluent, furent éliminés après une percolation latérale et verticale de 6 m de sol (POUND et CRITES ; 1973).

- Sels solubles

Les effets du sodium en particulier, sont bien connus, une teneur trop élevée par rapport au calcium et au magnésium peut provoquer une dégradation de la structure du sol et entraver ainsi la filtration-percolation. Mais le sodium peut également se retrouver en proportions importantes dans l'aquifère et une déminéralisation de l'effluent peut être nécessaire.

Une importante concentration en sels solubles de l'effluent, peut aussi se corriger par dilution, dans bien des cas la pluviométrie est ce complément. Mais si comme à Santee l'évaporation annuelle est de très loin supérieure à la pluviométrie, dans ce cas une déminéralisation s'impose.

2.3.4. Possibilités de réutilisation de l'eau

Nous avons vu que selon les objectifs, le degré d'épuration de l'effluent pouvait être variable, allant de l'interception par drainage de l'eau percolée, à la recharge de nappe véritable.

La première solution présente moins de risques : elle comporte donc des systèmes de récupération de l'eau épurée, empêchant celle-ci d'atteindre la nappe naturelle et évitant ainsi une contamination éventuelle, en particulier par les nitrates.

La fraction d'eau percolant immédiatement après la submersion, plus riche en nitrates, peut d'ailleurs être récupérée par ce procédé comme cela a été envisagé aux "Flushing Meadows" à des fins de recyclage pour compléter la dénitrification (LANCE et al ; 1976 c). Cette eau ainsi régénérée pourrait recevoir un traitement supplémentaire, ou pourrait être utilisée exclusivement à des buts les mieux adaptés à sa qualité, comme par exemple l'irrigation ou la création de lacs récréatifs. C'est ainsi qu'à Santee (Californie), l'eau épurée remplit quatre étangs, qui sont utilisés à des fins récréatives, telles que la natation, le canotage et la pêche. A Flushing Meadows, l'eau épurée est refoulée vers un canal d'irrigation, trouvant ainsi une large réutilisation.

Cette eau épurée peut également être utilisée à des fins industrielles (eau de refroidissement en particulier).

Il semble que ce soit par ce système que l'infiltration-percolation donne les résultats les plus satisfaisants.

La recharge de nappe proprement dite implique comme il a été dit, une connaissance très approfondie des conditions géologiques du sous-sol et des caractéristiques de l'aquifère tout particulièrement. On ne peut se permettre dans ce cas de "polluer" la nappe, et toutes les précautions doivent être prises pour obtenir une eau aussi épurée que possible notamment, un temps de rétention et une distance de parcours souterrain suffisants doivent être admis pour l'effluent percolé, afin de permettre à l'épuration d'être quasi totale, cette nappe rechargée pouvant servir d'alimentation en eau potable.

C'est ainsi qu'à Whittier Narrows l'eau épurée est pompée à partir de la nappe par des puits individuels.

Une belle et importante réalisation est en cours en Arizona, près de Phoenix, où en fonction des résultats concluants du projet pilote des "Flushing Meadows", le système d'infiltration-percolation sera réalisé à grande échelle, pour l'épuration de plus de 900 000 m3/jour d'effluent, alors qu'actuellement, les quatre bassins traitent 57 000 m3/jour.

Les bassins d'infiltration, d'une superficie de 40 hectares, seraient construits en bordure du lit de la rivière Salt River (toujours à sec) où les conditions hydrogéologiques sont particulièrement favorables pour une infiltration rapide. L'eau régénérée sera pompée à partir de puits au centre du lit de la rivière, elle est destinée à l'aménagement de tout un complexe, de plus de 8 000 hectares, le long de la rivière : parc public, quartiers résidentiels, parc régional, aménagement d'un grand lac de récréation au coeur même de la zone métropolitaine de Phoenix, et enfin, un espace large de plusieurs kilomètres, destiné à l'agriculture.

On estime le coût total de régénération de l'effluent par ce procédé, y compris le pompage à la surface, à environ 18 francs pour 1 000 mètres cubes : le coût d'un traitement tertiaire équivalent en station produisant de l'eau épurée de qualité semblable, serait au moins dix fois supérieur.

2.3.5. Conclusions

D'après les données ci-dessus mentionnées, on peut affirmer que le système d'infiltration-percolation présente bien des avantages.

Il permet tout d'abord de traiter une quantité importante d'effluent, et peut dans certaines conditions recharger la nappe. On peut donc estimer que sa pratique est réalisable dans de nombreuses régions :

- si le climat est tempéré ou du type humide (pluviométrie $> 1\,000$ mm), cette technique sera simplement utilisée pour épurer les effluents, afin de protéger le milieu naturel (rejet dans les eaux de surface, cours d'eau ou lacs).

- si le climat est du type aride ou semi-aride, cette technique devient une nécessité, afin de compenser le déficit en ressources en eau. L'effluent épuré par ce système trouvera de nombreuses réutilisations depuis l'irrigation, jusqu'à l'aménagement de parcs de loisirs... et enfin, par la technique de la recharge de nappe proprement dite, l'eau récupérée dans les meilleures conditions possibles, pourra être utilisée comme alimentation en eau potable.

De plus, cette technique, non seulement a l'avantage de pouvoir traiter de grandes quantités d'effluent, mais les superficies nécessaires pour ce traitement sont très faibles, puisque bien souvent il est réalisé en bassins d'infiltration. Mais il a été bien précisé que ces bassins ne pouvaient pas être implantés n'importe où, car la performance de ce système à taux élevé de traitement par le sol, dépend des conditions locales de sol, de climat et d'hydrogéologie, aussi bien d'ailleurs que des caractéristiques de l'effluent.

Il est donc souhaitable, avant d'entreprendre toute réalisation à grande échelle, de la faire précéder d'un projet pilote expérimental, permettant de juger de l'influence des facteurs locaux, par de nombreux contrôles, de façon qu'un fonctionnement défectueux puisse être corrigé à temps, avant qu'il ne détériore la nappe phréatique naturelle.

Un autre avantage à considérer est le point de vue économique. Cette technique est de beaucoup la moins onéreuse par rapport aux autres systèmes d'épandage ; le coût sera fonction essentiellement du degré de traitement de l'effluent à infiltrer, de la distance entre la station de traitement et la zone d'infiltration, ainsi que du système d'interception ou de captage de l'eau épurée.

Mais ce système assez délicat dans son fonctionnement, aura une durée de vie plus courte que celle de l'irrigation ou du ruissellement contrôlé, car les charges d'effluent appliquées sont très importantes, et tout pénètre dans le sol puisqu'il n'y a pas ou très peu d'exportation par les cultures. Elle n'est de plus applicable qu'en traitement tertiaire.

Quelques ennuis peuvent survenir :

- un colmatage de la surface des bassins,

- une saturation du sol au point de vue adsorption du phosphore et des métaux lourds,

- une élimination des nitrates et des sels solubles vers la nappe.

C'est pourquoi des contrôles réguliers et très stricts doivent être faits en particulier sur la nappe.

Aux U.S.A. la plupart des systèmes qui ont été contrôlés et aménagés convenablement, offrent cependant une sécurité totale du point de vue qualité de la nappe.

En conclusion, nous préciserons que toute étude d'épandage exigeant une parfaite connaissance du milieu naturel, doit faire appel à un certain nombre de spécialistes : ingénieur de l'irrigation drainage, agronome, pédologue, hydrogéologue, spécialistes du service de santé, etc... C'est en prenant toutes les garanties, qu'un tel projet peut être mené à bien.

2.4. Choix d'une technique d'épandage

Parmi les trois techniques d'épandage possibles, irrigation, ruissellement contrôlé et infiltration-percolation, le choix sera fait en tenant d'abord compte des objectifs de traitement et réutilisation des eaux. Ces objectifs imposeront des performances d'épuration qui ont été données aux paragraphes III 1, V 2.1., V 2.2., V 2.3.

Une fois ces objectifs fixés et le climat étant imposé, ce sont essentiellement les caractéristiques de sol qui orienteront le choix d'une technique.

2.4.1. Caractéristiques de sol et épandage

La pente du terrain et la perméabilité du sol, conditionnant les risques de ruissellement, sont les deux facteurs permettant de choisir le mode d'apport des effluents : aspersion ou submersion (irrigation à la raie, par planche, etc...), ruissellement contrôlé.

Topographie - pente

Pour le G.E.R.S.A.R. (1976) les seuils de pente retenus sont 5 et 10 % (tableau 75).

En Nouvelle Zélande (WELLS, 1973) le choix est plus nuancé :

- relief plat à ondulé (la plupart des pentes < 3° soit 5 %): apports massifs de surface possibles avec des eaux chargées,

- relief ondulé (pentes généralement <12° soit 21 %) : aspersion avec rampes mobiles ou fixes suivant les cas,

- relief moyennement escarpé (pentes de 12 à 23° ou 21 à 42 %) avec quelques versants > 30°, soit 58 % : aspersion haute pression, asperseurs rotatifs,

- relief escarpé (pentes de 30 à 38° soit 58 à 80 %) : aspersion, que si couvert dense (forêt) car risques d'érosion,

- terrain abrupt (> 45° ou 100 %): pas d'épandage.

TABLEAU n° 75 : MODE DE DISTRIBUTION DE L'EFFLUENT EN FONCTION DE LA PENTE (GERSAR, 1976).

Valeur des pentes	Mode d'apport de l'effluent
Pentes inférieures à 5%	Irrigation ou épandage par aspersion, à la raie, par planches...
Pentes de 5 à 10 %	Epandage par aspersion ou ruissellement contrôlé
Pentes supérieures à 10 %	Irrigation par aspersion ou ruissellement contrôlé si ces pentes sont boisées ou enherbées.

Drainage interne - perméabilité

La perméabilité du sol exigée pour l'épandage sera d'autant plus forte que la pente est elle-même plus accentuée. Les apports massifs de surface nécessitent de fortes valeurs de la conductivité hydraulique (> 2,5 cm voire 3,5 cm/h). L'aspersion est possible en terrain moins perméable.

Des risques d'imperméabilisation de surface sont fréquents en sols limoneux acides, battants, peu humifères (sols lessivés à lessivés hydromorphes) aussi bien par submersion que par aspersion avec des pluviométries élevées (> 5 - 10 mm/h).

Le tableau n° 76 (GERSAR, 1976) résume les conditions de choix des techniques en fonction du relief et de la perméabilité du sol. Le graphique de la figure 19(GERSAR, 1976) donne des indications sur le choix d'une technique d'épandage en fonction de la seule texture du sol.

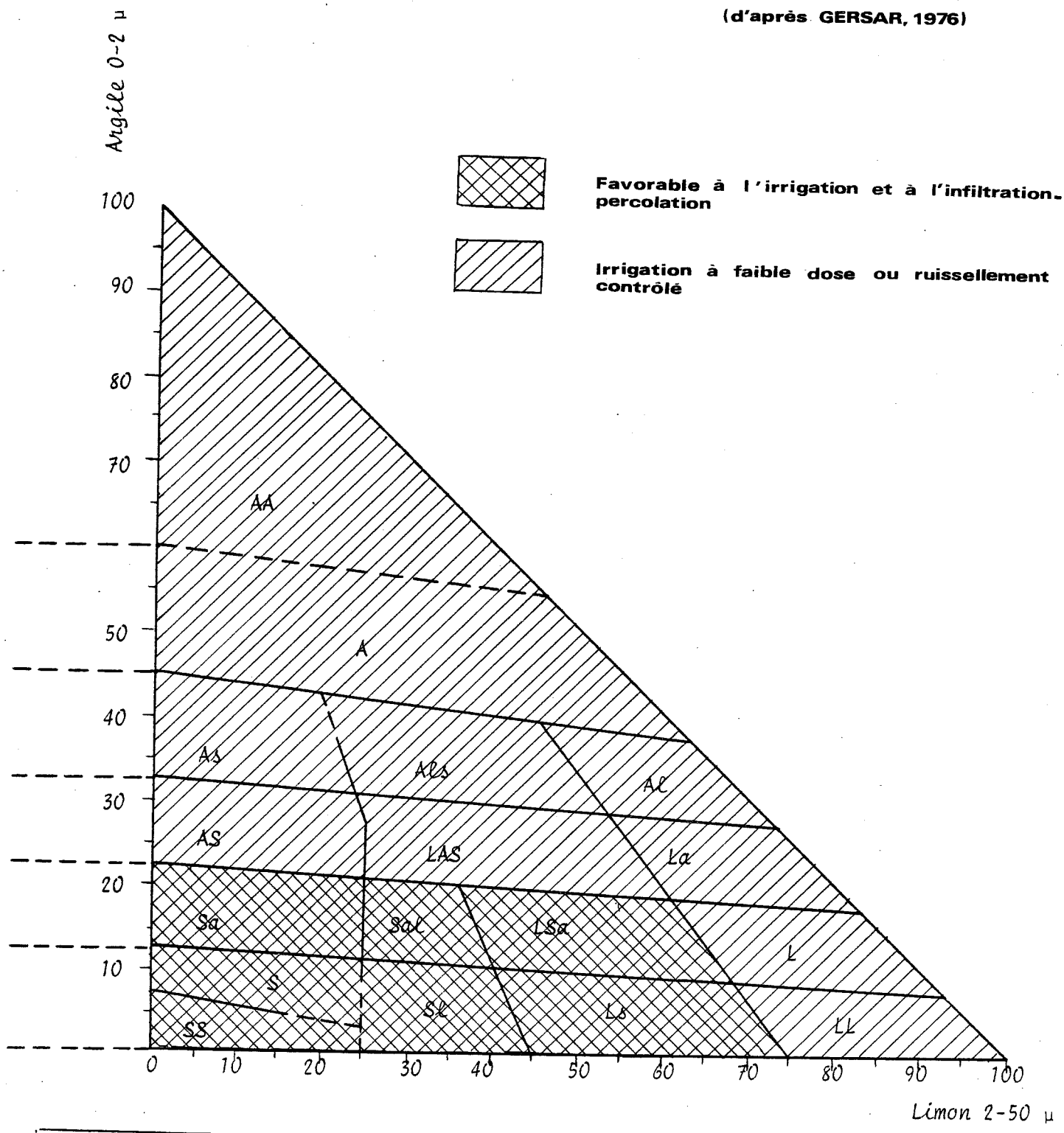
Lorsque le volume d'effluent apporté est calculé pour juste compenser les pertes en eau correspondant à la Réserve utile, la profondeur du sol peut aussi conditionner le mode d'apport (Tableau n° 77).

TABLEAU n° 76 : DRAINAGE EXTERNE, TOPOGRAPHIE ET MODE DE DISTRIBUTION DE L'EFFLUENT (GERSAR 1976).

Classe de drainage externe	Position topographique	Distribution possible de l'effluent	Aménagements à entreprendre
NUL	Dans les dépressions ou les cuvettes où l'écoulement superficiel est nul et la perméabilité faible, l'eau stagne très longtemps en surface.	Pas d'épandage	
LENT	Zones dépressionnaires ayant un faible écoulement latéral et une infiltration assez forte. Terrains horizontaux avec des sols battants à très faible perméabilité verticale.	Irrigation à faible dose	Drainage
MODERE	La topographie est assez plane ou faiblement vallonée : les sols sont suffisamment perméables ; l'infiltration est importante, les eaux excédentaires étant évacuées par ruissellement.	Tous types d'épandage	Techniques culturales anti-érosives
RAPIDE	Le ruissellement de surface et l'écoulement hypodermique sont très importants dans des sols assez perméables mais avec un relief vallonné.	Irrigation à faible dose Ruissellement contrôlé	
TRES RAPIDE	En relief très accidenté et avec des sols peu perméables ; le ruissellement est à l'origine de phénomènes d'érosion importants.	Irrigation à faible dose.	

Figure 19: DIAGRAMME DE TEXTURE ET MODE D'EPANDAGE POSSIBLE

(d'après GERSAR, 1976)



AA T. d'argile	SOUS-CLASSES (T. = texture)	A T. argileuse
As T. d'argile sableuse	Als T. d'argile limono-sableuse	Al T. d'argile limoneuse
AS T. argilo-sableuse	LAS T. limono-argilo-sableuse	La T. de limon argileux
Sa T. de sable argileux	Sal T. de sable argilo-limoneux	L T. limoneuse
	LSa T. de limon sablo-argileux	
S T. sableuse	Sl T. de sable limoneux	LL T. de limon
SS T. de sable	Ls T. de limon sableux	

TABLEAU n° 77 : MODE DE DISTRIBUTION DE L'EFFLUENT EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DU SOL (GERSAR, 1976).

Profondeur des sols	Mode de distribution de l'effluent
Superficiels (épaisseur inférieure à 20 cm) Peu profonds (20 - 40 cm)	Irrigation à faible dose
Moyennement profonds (40-60 cm) Profonds (60 - 100 cm)	Irrigation et ruissellement contrôlé
Profonds (>100 cm)	Irrigation infiltration-percolation

Autres critères

En présence d'une nappe assez proche de la surface, il peut être opportun d'installer un réseau de drainage, dense, à une profondeur minimale de 1 m pour éviter la recharge de nappe par une eau insuffisamment épurée (GERSAR, 1976).

Dans ce cas BOCKO (1965) insiste sur la nécessité de tenir compte de la teneur en fer mobile du sol. En présence des matières organiques apportées par l'effluent et en conditions anaérobies il peut y avoir en effet réduction puis transfert du fer ($Fe^{+++} \longrightarrow Fe^{++}$) au contact des drains pour provoquer un colmatage et un arrêt de fonctionnement du réseau.

2.4.2. Résumé des performances et limites des trois techniques d'épandage

Le tableau 78 rassemble en les résumant, les performances et limites constatées aux Etats-Unis pour l'irrigation, le ruissellement contrôlé et l'infiltration percolation. Ce tableau permet, en première approche, de déterminer le système le mieux adapté en fonction des objectifs de qualité retenus, des caractéristiques des sols et des superficies disponibles.

TABLEAU n° 78: PERFORMANCES ET LIMITES DES TROIS TECHNIQUES D'EPANDAGE EMPLOYEES AUX ETATS-UNIS.

(1) d'après DRIVER et al 1972
(2) REED et BUZZEL 1975
(3) POUNDS et CRITES 1973
(4) Mc GOWAN 1975

* Chiffres arrondis (conversion des unités américaines)
Calcul basé sur une consommation de 3781/hab/jour

** 10 000 m3/jour correspondent sensiblement à une population, en France, de 40 000 habitants.

	IRRIGATION	RUISSELLEMENT CONTROLE	INFILTRATION-PERCOLATION
QUANTITES D'EAU			
Dose par semaine mm	50 mm (1) 25 à 150 (2) 40 à 100, exceptionnellement 12 à 200 (3)	50 à 150 mm/semaine (3) (en général 100)	2,5 cm/jour (1) 0m10 à 3m/semaine (3)
Durée de l'apport	8 heures à 2 jours (3)	6 - 8 heures (3)	Ennoyage : à sec : (1) 10-14 jours 4 jours (2) 1 fois par mois (3)
Durée du repos (séchage)	5-6jours	6 - 8 heures (3) 1 à 5 jours fréquemment (1)	2-3 semaines 2 semaines (3)
Intensité de l'aspersion	6 à 12 mm/h (1) 2,5 à 7,5 (2)		
Saison d'apport	Toute l'année sauf gel (1) Saison de végétation (3)	toute l'année	toute l'année
Charge annuelle eau	1 500 à 1 800 mm (1) 1m 80 à 2m 50 (2) 700 mm à 2m 60 (3)	2m 50 à 8 m (3)	100 m (1) 76 m (2) 6 à 160 m (3)
*SURFACES NECESSAIRES**			
pour 10^3 habitants**	5 ha 5 000 ha (1) 145 à 600 ha (3) 200 ha (4)	5,6 ha 5 600 ha (1) 50 à 145 ha (3)	0,16 ha 160 ha (1) 2 à 6 ha (3)
pour 10^6 "			
pour 10 000 m3/jour ** d°			
IMPERATIFS DE SOLS			
Pente	0 à 10 % sous cultures jusqu'à 30 % sous forêts (3)	2 - 6 % (1) (3)	en principe nulle
Perméabilité Infiltration	modérée 6 mm/h (1) - >2 mm/h (3)	très faible 2,5 mm/j (1)	très forte 12 mm/h (1) 64 à 100 mm/j (3)
Longueur de parcours de l'eau	prof. de sol >1m 60 (1) (3) homogène minimum 60 (3)	Longueur de pente >45 m (1) 50-60 m (2)	trajet >60 m
Texture de sol	sol limoneux ± argileux	argiles ± imperméables	sables et graviers (pas trop gros)
IMPERATIFS DE NAPPE	minima 1m 50 sinon drainer	(>60 cm pour la végétation)	environ 5 mètres
OCCUPATION DES SOLS	cultures rentabilisées + accessoirement forêts	herbe (à faucher)	sol nu ou végétation
RENDEMENT DE L'EPURATION %			
DBO	99 (1) 90-99 (3)	80 (1) 95-99 (3)	99 (1) 90-99 (3)
Mat. suspension	99 " 90-99 "	80 " 95-99 "	99 " 90-99 "
N total	80-90 " 90 "	80 " 70-90 "	80 " 0-80 "
Phosphore	99 " 99 "	80 " 50-60 "	90 " 70-95 "
Métaux lourds	99 "	10-30 "	95 "
Cations	0-75 "	0-50 "	0-75 "
Anions	0-50 "	0-10 "	0-50 "
Coliformes	99 "	90 "	99 "
Virus	99 "	90 "	99 "

3 - ETUDES PREALABLES ET CONTROLES DES EPANDAGES

3.1. Etudes préalables

Tout épandage devant traiter un flux polluant présentant des risques pour l'environnement doit faire l'objet d'études préalables concernant notamment les effluents à épandre et les caractéristiques pédologiques et hydrogéologiques du milieu récepteur.

Il conviendra, de plus, pour les épandages d'une certaine importance, de ne passer à la réalisation en vraie grandeur qu'après une phase d'épandage expérimental.

Un document très complet sur les études et contrôles d'épandage ayant été réalisé par le Service de l'Hydraulique du Ministère de l'Agriculture, on ne rappellera ici que les données essentielles.

3.1.1. Composition des eaux à épandre

Il a été vu au chapitre II (paragraphes II 2 et II 3 que la composition des eaux résiduaires urbaines peut varier avec la technologie de l'épuration, la dimension de l'unité, le raccordement d'industries, etc...

Si dans un premier temps, les données "types" citées au chapitre II paragraphe 1 peuvent être utilisées pour l'établissement d'un avant-projet, il conviendra d'avoir des éléments plus précis sur la composition des eaux résiduaires à épandre et sur la variation de cette composition dans le temps.

La valeur fertilisante des eaux devra être déterminée en tenant compte de la partie minérale soluble mais aussi des matières en suspension susceptibles d'être envoyées à l'épandage. Une attention particulière devra être apportée à l'estimation de la valeur azotée de l'eau résiduaire.

A ce sujet, il faut noter que la seule valeur de l'azote total renseigne très mal sur la valeur azotée d'un déchet. Il convient au minimum de connaître le rapport carbone/azote et si possible la proportion d'azote minéralisable contenu dans l'azote total. Des épreuves d'incubation en laboratoire comme celles proposées pour les sols par DROUINEAU et LEFEVRE (1949) ou STANFORD (1974) peuvent donner de bonnes approximations sur la valeur azotée du produit à épandre.

La composition minérale sera étudiée en envisageant les risques dus aux éléments majeurs (sodicité - salure) et les risques dus aux microéléments. La recherche des métaux lourds devra systématiquement être effectuée lorsque les industries sont raccordées au réseau d'égouts.

3.1.2. Etude pédologique

Place de l'étude pédologique

Parallèlement aux études concernant les effluents, (volume, composition, évolution dans le temps, etc...) une caractérisation détaillée du milieu doit être faite pour délimiter un site d'épandage.

Cette caractérisation doit prendre en compte notamment (Cf. GERSAR, 1976) :

- les contraintes climatiques:

. périodes d'épandage possibles en fonction de la pluviométrie, de la température, du vent,

. volumes d'eau correspondant au déficit climatique P - ETP,

. vents dominants pouvant influer sur la localisation du site (odeur) ou sur la technique d'épandage (aspersion ou irrigation gravitaire),

. l'ensoleillement conditionnant les micro-climats.

- les contraintes hydro-géologiques :

. caractéristiques de nappes phréatiques éventuelles : profondeur, débit, transmissivité, mode d'alimentation, relations avec d'autres nappes, utilisation,

- les contraintes topographiques : pente, risques de submersion , etc...

- les contraintes morpho-dynamiques : susceptibilité à l'érosion, formes d'érosion,

- les contraintes dues à l'occupation des sols en liaison avec les normes exigées pour la protection de la santé publique (exemples : pas d'épandage sur cultures maraîchères, décalage des récoltes par rapport aux apports en prairie, etc...),

- les contraintes foncières liées au morcellement des terres par exemple,

- les contraintes pédologiques : ce sont celles qui déterminent l'aptitude globale d'un sol vis-à-vis de l'épandage. Leur mise en évidence implique une cartographie et une caractérisation détaillées des sols situés sur les périmètres pouvant donner lieu à des sites d'épandage.

Conduite de l'étude pédologique

Compte tenu du type et de la précision des paramètres édaphiques à interpréter* pour définir l'aptitude d'un sol à l'épandage, l'étude pédologique préalable devra se situer généralement à l'échelle du 1/10 000. Suivant la complexité du terrain, l'échelle pourra toutefois varier éventuellement entre le 1/5 000 et le 1/25 000.

La cartographie de reconnaissance devra s'attacher à préciser :

- les classes de pente des terrains,

- les diverses unités de sols,

  . origine lithographique
  . succession texturale
  . régime hydrique
  . type pédologique

- l'extension et l'homogénéité des unités de sols.

Sur les types de sols à priori favorables à l'épandage, on évaluera par une étude détaillée sur des profils, ou par l'exploitation des archives les caractéristiques suivantes :

- capacité de rétention et perméabilité pour l'eau,
- capacité de fixation et d'échange d'ions,
- teneur et profondeur de la matière organique,
- contraintes particulières : stabilité structurale, hydromorphie.

Ces caractéristiques pourront être déterminées par les techniques d'analyses de sols préconisées par l'I.N.R.A.

L'étude pédologique permettra de déterminer les zones où l'épandage est possible et donnera par l'analyse détaillée des profils, les emplacements des profils pédologiques de référence qui serviront ultérieurement à suivre l'évolution des sols.

A cette échelle l'unité cartographique de base à définir et à délimiter correspond à la série de sol, unité présentant un comportement hydraulique et agronomique spécifique (une série regroupe en effet des sols de même texture, de même épaisseur d'horizon, de même drainage interne, issus d'une même roche-mère et occupant une même position topographique).

---

* A cet égard, ce type de démarche présente de nombreux points communs avec les études préalables au drainage des terres agricoles (stade du projet) bien que les critères à prendre en compte soient plus nombreux et pour certains à "adapter" au cas de l'épandage.

Au plan cartographique, la densité des observations sera de l'ordre de 1 sondage pour 0,5 à 3 ha et de 1 profil pédologique (description, prélèvements, mesures) pour 5 à 20 ha. La précision des limites sera de 35 à 50 m près et la pureté des unités cartographiques de 85 % au moins (GEPPA - Modèle de marché pour une étude de sols ; 1966). De nombreuses analyses seront effectuées sur les échantillons de profils représentatifs, notamment : pierrosité, granulométrie, matière organique, calcaire, pH, capacité d'échange, bases échangeables (Ca, Mg, K, Na), fer libre, azote, phosphore, densité apparente (porosité), perméabilité, stabilité structurale, capacité de rétention, point de flétrissement et parfois analyse minéralogique (type d'argile).

Outre les observations et mesures propres à toute cartographie détaillée*, certains points devront être spécifiquement développés :

- les mesures de la conductivité hydraulique seront multipliées ou à défaut toutes observations (structure, porosité du sol et du sous-sol) permettant d'apprécier ce paramètre important notamment là où sa mesure est impossible (sols caillouteux) ;

- les fosses pédologiques seront exécutées avec des profondeurs élevées : 1,50 à 2,50 m. Sans vouloir se substituer à l'étude hydrogéologique, l'examen pédologique doit prendre en compte les caractéristiques du proche sous-sol ;

- des observations complémentaires en périodes humides seront exécutées pour déceler des remontées de nappes, des submersions temporaires, etc...

Ces études détaillées doivent toujours se replacer dans un contexte pédologique et géomorphologique régional qui sera étudié lors d'une phase de reconnaissance initiale.

3.1.3. Expérimentation préalable

Les doses d'épandage ne pouvant pas toujours être fixées à priori et cette technique exigeant souvent un apprentissage préalable, il peut être utile dans certains cas, de faire précéder la réalisation en vraie grandeur par une expérimentation sur une superficie réduite de l'ordre de quelques hectares, sur laquelle seront réalisés divers essais relatifs aux sols et aux cultures, notamment, lorsque cela est possible : dose d'épandage avec observation du comportement des cultures, correction éventuelle de la fumure minérale, technologie de l'épandage (aspersion ou billons) en liaison avec l'infiltration.

Au cas où cette phase expérimentale ne peut être réalisée, faute de temps, il convient tout de même de la réintégrer dans la réalisation industrielle à titre de contrôles pour la première année.

---

*Cartographie qui peut avoir déjà été réalisée dans un autre but. Il peut être utile de consulter le répertoire national des études pédologiques I.N.R.A. - GEPPA ; 1977.

Epandage expérimental

Il servira à l'apprentissage "hydraulique" et "agronomique" de l'épandage et devra s'accompagner du contrôle de l'épuration par le sol, pendant et après la campagne d'épandage. Le plus grand soin devra être apporté à cette phase expérimentale dont peut dépendre la prise de position des agriculteurs pour ou contre l'épandage.

Les apports d'eaux résiduaires

Une estimation aussi précise que possible des apports d'eaux sur la parcelle sera effectuée notamment en ce qui concerne l'apport de matières fertilisantes et polluantes. Ceci permettra, compte-tenu de l'étude pédologique de la parcelle, de donner des conseils de fumure pour la culture à implanter.

Etude des sols

Avant épandage, on réalisera sur la parcelle expérimentale une étude agro-pédologique comprenant :

- Cartographie au 1/5 000, faisant apparaître :

. texture (15 à 18 classes),

. niveaux caillouteux, imperméables, compacts,

. drainage naturel (7 à 10 classes).

- Etude détaillée du profil de référence et de ses principaux horizons, établissement du profil cultural :

. description morphologique en fosse,

. analyses : granulométrie, matière organique, calcaire, pH, bases échangeables, capacité d'échange, fer libre,

. porosité, perméabilité, cohésion,

. stabilité structurale pour des horizons agronomiques,

. carbone, azote, P_2O_5, K_2O, Mg O pour les horizons agronomiques.

Après épandage, l'étude des sols portera sur :

- le contrôle des apports et de leur homogénéité par des profils culturaux lors de l'épandage d'eaux résiduaires très chargées en matières en suspension,

- le contrôle de l'évolution des horizons agronomiques effectué comme précédemment et qui permettra de plus, de déterminer l'entraînement éventuel de corps solubles.

Les cultures

Il conviendra d'étudier le comportement, le rendement et la qualité des cultures, notamment la composition minérale des récoltes (y compris les micro-éléments lorsque les caractéristiques des eaux résiduaires épandues peuvent poser un problème dans ce domaine).

Contrôle de l'efficacité épuratrice

Le contrôle de l'efficacité épuratrice peut s'effectuer à l'aide d'analyses de profils de sols telles qu'elles ont été décrites ci-dessus, selon un rythme qui dépend du cycle d'épandage.

On peut utiliser des bougies poreuses de porcelaine qui, implantées à une profondeur de 1 mètre, permettent de prélever les eaux percolantes et de les analyser.

3.2. Méthodes de contrôle de l'épandage

3.2.1. Efficacité épuratrice et évolution des sols

Avec ou sans expérimentation préalable, l'efficacité épuratrice d'un épandage devra être contrôlée selon les techniques décrites ci-dessous et ce d'autant plus que le système retenu présentera des risques pour l'environnement (l'infiltration-percolation réclame un contrôle plus attentif que l'irrigation couvrant le déficit hydrique).

Des procédés de contrôle de routine, faciles à mettre en oeuvre et permettant d'avoir une idée des risques de pollution des eaux souterraines plus rapidement que par les contrôles de nappes, restent à inventer.

- Les prélèvements et analyses de sol qui permettent bien de suivre l'évolution des sols mais présentent l'inconvénient, outre l'imprécision liée à l'hétérogénéité des terrains, d'obliger à perturber le sol. Ils seront néanmoins nécessaires pour dresser un "état des lieux".

L'évolution des sols sera appréciée par des analyses de prélèvements faits au voisinage des profils de référence choisis lors de l'étude pédologique préalable. Ces analyses doivent être effectuées chaque année et renseigner sur :

- la fixation plus ou moins importante du sodium et autres cations selon les sols,

- l'imprécision entourant la minéralisation plus ou moins rapide de l'azote organique,

- les déséquilibres de fertilisation minérale liés notamment à un rapport K/Mg défavorable.

Ces analyses seront accompagnées de conseils agronomiques, notamment pour une éventuelle fertilisation de complément.

- Les dispositifs de prélèvement de l'eau contenue ou percolant dans le sol dont on peut citer trois types principaux : les drains, les cases lysimétriques et les bougies de prélèvement. Seules les cases lysimétriques autorisent un bilan de l'eau, mais elles représentent un moyen de contrôle coûteux et qui n'est pas exempt de critiques du point de vue de la représentatitivé du milieu naturel, parce que :

- le sol est mieux aéré, l'aération se faisant, en plus de la surface, par le bas de la case ;

- les entrées d'eau sont surestimées si la case a des rebords (suppression du ruissellement) ou modifiées de façon imprévisible si elle n'en a pas. Les effets de la circulation latérale d'eau ne sont pas pris en compte ;

- les pertes par évapotranspiration peuvent être surestimées si l'anneau de garde n'est pas suffisamment étendu ;

- la dynamique de l'eau est modifiée par la présence du fond drainant qui supprime l'engorgement éventuel du milieu naturel ou la succion exercée par les couches profondes.

Les bougies de prélèvement en porcelaine poreuse, qui ont été décrites il y a une dizaine d'années (WAGNER, 1962) sont très largement utilisées aux Etats-Unis pour les contrôles d'épandage. Ces bougies sont faciles à installer et commodes d'emploi (PARIZEK et LANE ; 1970), mais elles ne permettent pas de faire un bilan et leurs conditions d'utilisation restent à préciser, la solution prélevée ne correspondant pas nécessairement à la composition moyenne de la solution du sol.

- Les contrôles de nappe par prélèvement dans des piézomètres ou dans des captages qui permettent uniquement de déceler une contamination sans pouvoir chiffrer le rendement d'épuration. En effet, s'il est encore possible d'estimer la quantité d'eau percolée, il est très difficile d'estimer la dilution apportée par la nappe dont on connaît rarement le débit. Par ailleurs, lorsque l'on décèlera la contamination après un délai généralement assez long, la nappe aura subi des dommages qui peuvent être difficilement "réparables".

- Le rendement et la qualité des récoltes qui permet d'estimer les mobilisations et exportations d'éléments minéraux et complètent donc les informations sur l'efficacité épuratrice. Par ailleurs, la mesure du rendement facilitera le règlement d'un litige pouvant survenir entre l'Agriculteur et le "producteur" d'eaux résiduaires.

3.2.2. Contrôle de la composition de la nappe

"L'étude hydrogéologique détaillée de la nappe sous-jacente qui doit couvrir assez largement le périmètre d'épandage concerné, définit le gradient d'écoulement et donne les courbes isopièzes de la nappe. Elle doit conclure en outre sur la désignation de puits et forages existants ou de piézomètres à implanter pour surveiller l'évolution des eaux de la nappe avec trois situations principales de référence pour prélèvements d'eau, soit : à l'amont, à l'intérieur et, à l'aval du périmètre d'épandage par rapport au gradient d'écoulement de la nappe.

La nappe doit être contrôlée pendant l'épandage par des prélèvements mensuels pour les caractéristiques suivantes :

DCO, DBO_5, azote total, $N(NH_4^+)$, $N(NO_3^-)$, $N(NO_2^-)$, Cl^-, SO_4^{--}, HCO_3^-, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}, pH, cendres, CO_3^{--}, métaux lourds (Cu, Zn, Pb, Mn, Cd, Ni).

Les prélèvements seront poursuivis systématiquement après l'épandage dans les puits et piézomètres de référence tous les deux mois".

Il paraît cependant nécessaire d'ajouter que de tels contrôles ne devraient être réalisés que pour des épandages d'une certaine importance et en fonction des conditions hydrogéologiques du site d'épandage.

4 - CONTRAINTES LIEES A L'EPANDAGE

4.1. Contraintes foncières

La recherche d'un terrain d'épandage est subordonnée à un certain nombre de contraintes foncières et économiques.

En effet, il s'avère indispensable de disposer de terrains :

- pour le stockage de l'effluent (éventuellement),
- pour son acheminement (passage des canalisations),
- et pour son épandage.

4.1.1. Le stockage de l'effluent

En raison des contraintes climatiques ou foncières, le stockage de l'effluent, soit au niveau de l'usine de traitement, soit au niveau des champs d'épandage peut s'avérer indispensable ; il va exiger plus ou moins de superficie suivant la profondeur possible des bassins.

A titre d'exemple, pour la réalisation de Muskegon (U.S.A.), les bassins de stockage occupent 690 ha et stockent environ 19 millions de m3 d'effluents secondaires sur une profondeur de 2,70 m. Ce traitement est prévu pour 170 000 habitants.

Le stockage est difficilement envisageable en France autrement qu'en sécurité.

Un stockage hivernal sur 6 mois des eaux résiduaires de 100 habitants sur une profondeur de 1 mètre, exigerait environ 3,6 hectares. Ce stockage s'apparente d'ailleurs à un lagunage.

Un stockage de sécurité qui porterait par exemple sur 20 jours, n'exigerait qu'une superficie de 0,4 ha pour 1 000 habitants.

Le coût de réalisation de bassins de stockage risque de pénaliser très fortement l'épandage par rapport aux stations d'épuration.

Seules des nécessités impératives de climat (sol gelé) ou de protection d'eaux naturelles de haute qualité devraient conduire à envisager un stockage. Il devrait être possible d'éviter tout stockage en combinant irrigation et infiltration-percolation.

4.1.2. Les servitudes de passage des tuyaux

Si les terrains convenant à l'épandage sont éloignés de la station d'épuration, l'effluent devra être acheminé par canalisations sur le lieu d'épandage. En conséquence, les servitudes de passage du tuyau donnent

lieu à l'établissement d'un acte notarié ; l'indemnité à verser aux propriétaires est fixée au tiers du prix du m2 du terrain déterminé par le Service des Domaines et correspond à une bande de terrain de trois mètres de large.

L'autorisation de passage est temporaire dans le cas où les canalisations traversent des routes nationales, des autoroutes ou des voies ferrées ; elle donne lieu à une redevance annuelle actualisée ; elle peut être annulée dans le cas de travaux d'agrandissement ou de restauration.

4.1.3. Les terrains d'épandage

La superficie nécessaire à l'épandage est fonction :

- du type d'épandage (irrigation à faible dose , à forte dose , ruissellement contrôlé ou infiltration-percolation),

- du volume d'effluent à épandre.

La superficie nécessaire, dans le cas de :

L'irrigation à faible dose, couvrant juste le déficit hydrique, permet l'épandage sur prairie par exemple :

- de 100 à 300 mm d'eau par an pour la majeure partie du territoire français, ce qui correspond à une superficie de 24 à 73 hectares pour 1 000 habitants.

- de 400 à 600 mm d'eau par an pour la région méditerranéenne, ce qui correspond à une superficie de 12 à 18 hectares pour 1 000 habitants.

Rappelons que, d'après les publications américaines, concernant des irrigations à forte dose (donc avec percolation) et pratiquées par aspersion, les superficies utilisées sont de 5 hectares pour 1 000 habitants .

Dans le cas du ruissellement contrôlé, la culture n'est plus le facteur limitant, la surface nécessaire dépend essentiellement de la nature du sol et de la pente. D'après les publications américaines, les superficies requises sont en moyenne pour : 1 000 m3/an d'effluent : 0,02 à 0,05 hectare, soit pour 1 000 habitants ≠ 5,6 ha.

Une production de 10 000 m3/jour nécessiterait une superficie variant entre 50 à 145 ha.

L'infiltration-percolation dépend essentiellement de la perméabilité du sol. D'après les publications américaines, pour 1 000 habitants il est nécessaire d'avoir 0,16 ha. Une production de 10 000 m3/jour nécessiterait une superficie variant entre 2 à 6 ha.

De façon à limiter les investissements, il apparaît nécessaire de pratiquer l'épandage d'effluent sur une superficie la plus continue possible ; en conséquence le morcellement de la zone risque de devenir une contrainte foncière importante ; il sera plus long et plus difficile de négocier pour arriver à obtenir la superficie convenable si le nombre de propriétaires est trop élevé .

L'épandage peut se pratiquer :

- sur des terrains appartenant à l'Etat ou à la commune (exemple d'Achères),

- sur des terrains achetés à un ou plusieurs agriculteurs ; les risques de conflit sont alors très probables. En effet, en France le prix du terrain est estimé par le Service des Domaines et est calculé suivant une moyenne des actes de vente passés dans le secteur au cours des dernières années,

- sur des terrains mis à la disposition de la commune par les agriculteurs. Il conviendra de distinguer nettement le cas des propriétaires exploitants du cas des terres en fermage, le propriétaire étant en droit d'exiger toutes garanties vis-à-vis de l'épandage.

Dans tous les cas, le contrat liant producteur d'effluent, utilisateur devra définir les engagements réciproques : fourniture d'effluent, utilisation d'effluent ainsi que les responsabilités en cas de perte de récolte, de dégradation du sol ou de rejets dans les collatures.

Le voisinage d'habitations et leur position par rapport au déplacement des masses d'air risquent de poser des problèmes du point de vue des aérosols et des odeurs ; en conséquence il peut s'avérer indispensable de réserver une zone tampon en bordure du terrain d'épandage.

4.2. Contraintes économiques

Les modalités de réalisation des différentes formes d'épandage sont la plupart du temps, en France, conditionnées par les coûts :

- coûts d'investissement,

- coûts de fonctionnement.

Les données suivantes sont uniquement tirées de références bibliographiques ou d'expériences de la Société du Canal de Provence.

4.2.1. Schéma général pour l'épandage

- Coût d'investissement

La mise en place d'un épandage nécessite la prise en compte de plusieurs dépenses à réaliser :

. le terrain

. les installations (canalisations, station de pompage, réseau d'irrigation, etc...)

Le terrain

L'épandage requiert des surfaces importantes à proximité du lieu de rejet des effluents.

Le prix du terrain varie suivant les conditions d'utilisation (achat, location, affermage, terrains communaux), suivant les régions, et suivant le plan d'occupation des sols.

Les installations : elles comprennent les canalisations, les stations de pompage, et le réseau d'irrigation.

- les canalisations : les prix d'ordre des canalisations ont été établis à partir des prix de fourniture et pose, et des prix de tranchées des canalisations, obtenus lors de consultations d'entreprises par la Société du Canal de Provence. Il intègrent :

. le coût des équipements de protection (ventouses, vidanges, ...)

. les coûts de terrassement en terrain de toute nature,

. les ouvrages particuliers (traversées de route, fonçage, ..)

. les honoraires d'étude et direction de travaux.

Ils ne comprennent pas les indemnités éventuelles pour pertes de récolte et servitude de passage des canalisations.

La courbe (figure 20) donne le prix des canalisations en fonction du diamètre (prix estimés en 1978).

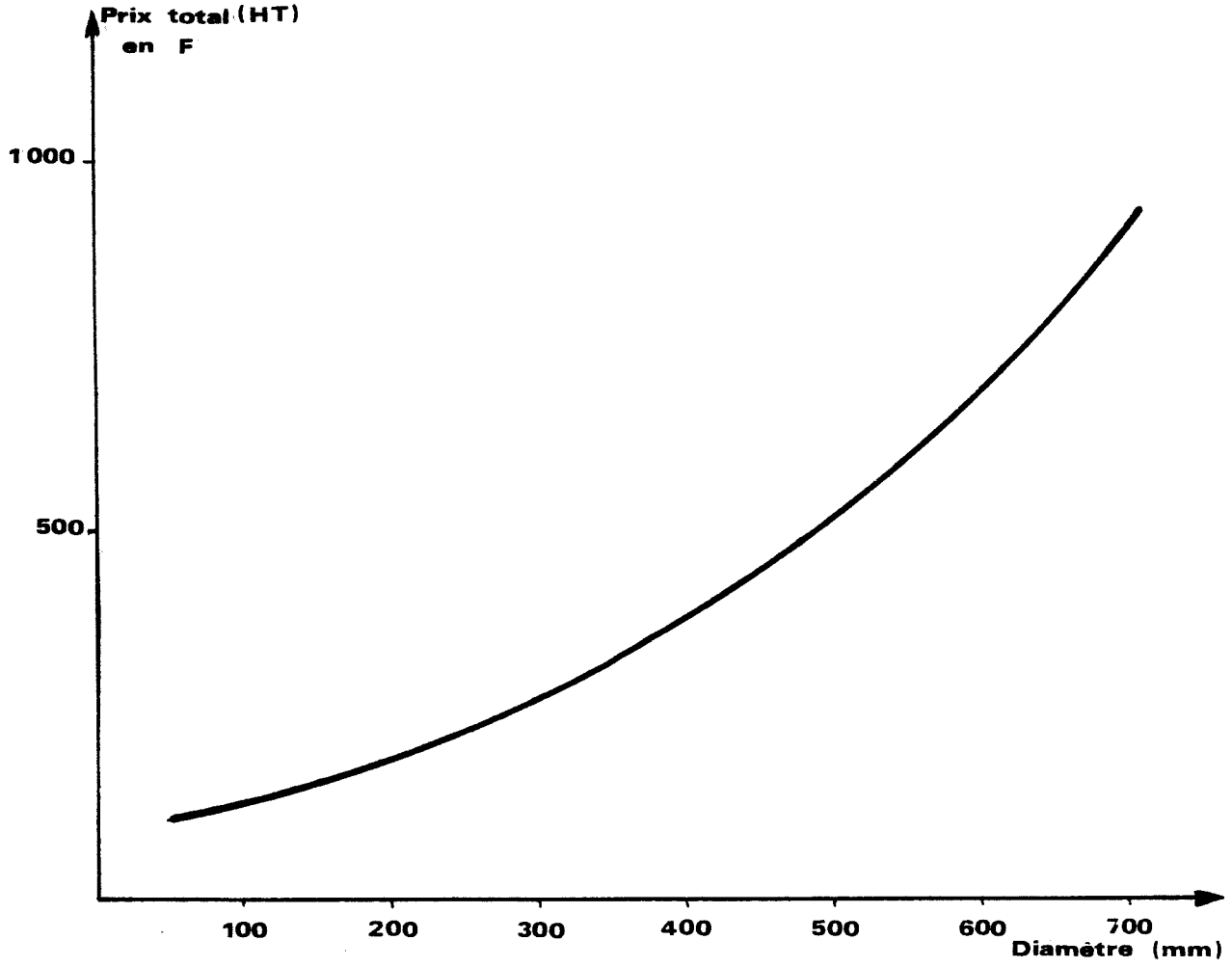


Figure 20: PRIX DES CANALISATIONS EN FONCTION DU DIAMETRE

- les stations de pompage : la courbe (figure 21) donne le prix total du kilowatt installé (y compris honoraires d'études et direction des travaux) des stations de pompage en fonction de la puissance installée. Elle a été établie à partir de prix constatés sur des ouvrages de ce type de la Société du Canal de Provence.

Ces prix incluent le coût de la bâche de reprise des eaux usées dans le cas des stations d'épuration, compte tenu du faible volume de cette bâche.

- le réseau d'irrigation : la législation française n'autorisant pas l'aspersion avec des eaux usées domestiques, l'épandage ne peut se pratiquer que :

. par gravité,

. par arrosage localisé.

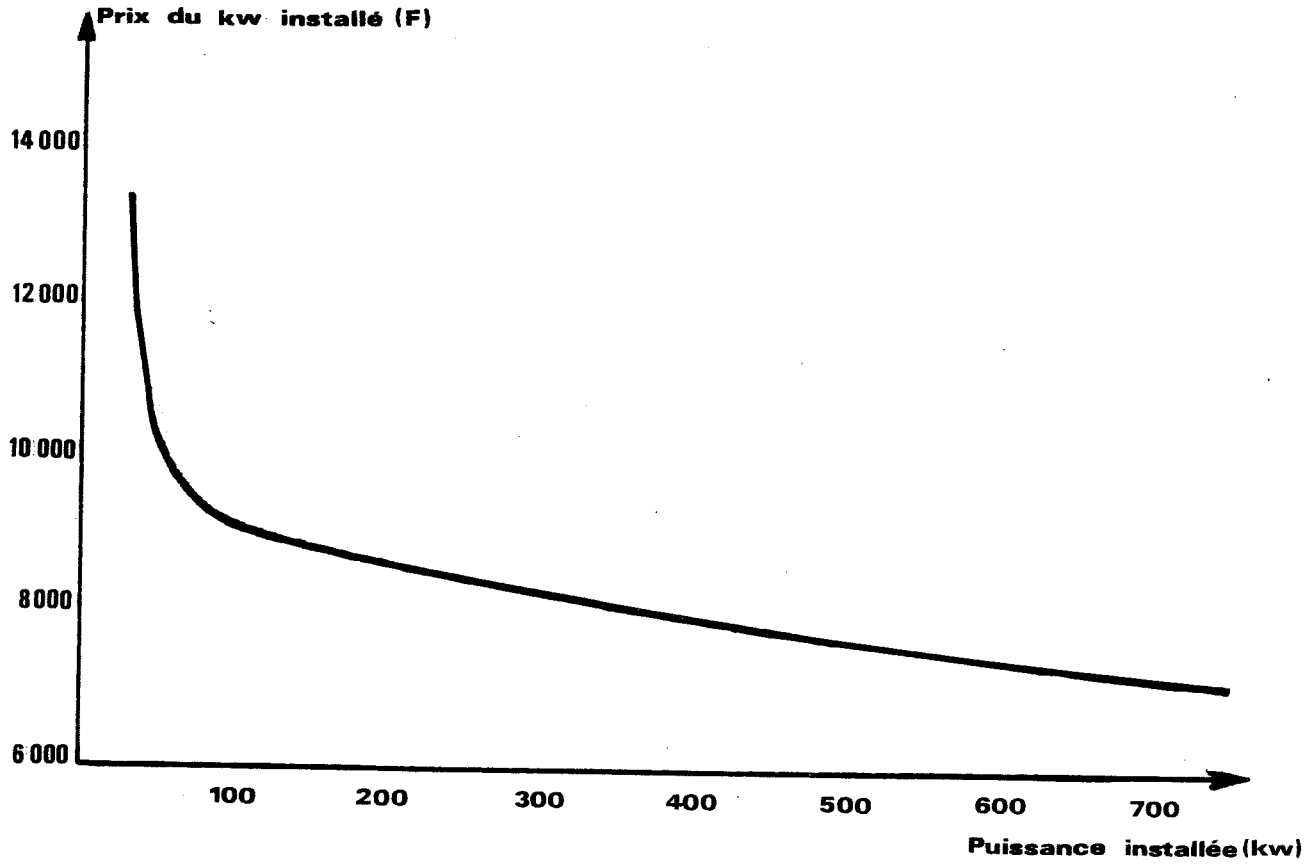


Figure 21: PRIX DU KW INSTALLE EN FONCTION DE LA PUISSANCE INSTALLEE

Dans le premier cas, le coût est fonction de la puissance du tracteur effectuant les travaux culturaux.

Dans le deuxième cas *, le prix du réseau d'irrigation a été estimé à 13 000 F/hectare (y compris le tamisage installé en amont), pour des canalisations non enterrées, et avec une couverture totale de la superficie irriguée.

- Coûts de fonctionnement

Ils comprennent les charges de maintenance et le coût de l'énergie.

Les charges de maintenance

Il s'agit des charges d'exploitation proprement dites, d'entretien et de réparation des équipements, d'impôts et assurances, de frais de personnel.

---

* "Les possibilités d'épandage d'effluents urbains sur les terrains à revégétaliser". Vallon de la Feuille Morte - Domaine de Luminy. Etude réalisée par la Société du Canal de Provence, à la demande de la Ville de Marseille - 1978 -

Nous avons retenu les taux pratiqués sur les ouvrages de la Société du Canal de Provence.

. station de pompage :

5 % par an du coût total hors taxes des investissements

. canalisations d'adduction

0,7 % par an du coût total hors taxes des investissements.

Les frais de personnel seront fonction de l'importance de la superficie du terrain, du degré d'automatisation des installations, et de la périodicité des contrôles à effectuer.

Coût de l'énergie

Le calcul du coût de l'énergie est basé sur les tarifs pour fournitures d'énergie électrique en haute tension 15 et 20 KV - tarif vert E.D.F. - avril 1977.

Le tarif adopté est le tarif d'appoint qui s'avère le plus avantageux, compte tenu des régimes de fonctionnement des stations de pompage.

Le coût annuel de la prime fixe par KW installé, et le coût moyen du KWh sont donnés dans le tableau suivant :

Régime de fonctionnement	Prix fixe par an et par KW installé	Prix moyen du KWh
toute l'année, de 6 h à 20 h	214,03 F	0,1257 F
avril à septembre, de 6 h à 20 h	42,806 F	0,0965
avril à septembre, 24 h sur 24	42,806 F	0,0873

TABLEAU n° 79 : Coût du KW en France

Pour avoir un ordre de grandeur du coût relatif pour chacune des techniques d'épandage, le tableau ci-après de POUND et CRITES (1973 a) récapitule quelques données de réalisations effectuées aux U.S.A. ; nous y avons rajouté la colonne "1 000 m3" évaluée en francs (conversion basée sur 1 dollar = 4,50 F).

Techniques d'épandage	Surface nécessaire pour 1 mgd*	Coût investissement		Coût exploitation		Coût total	
		pour 1 000 gal	pour 1 000 m3	pour 1 000 gal	pour 1 000 m3	pour 1 000 gal	pour 1 000 m3
Irrigation par aspersion	124 acres (50 ha)	10,1 ¢	120 F	9,6 ¢	114 F	19,7 ¢	234 F
Ruissellement contrôlé	77 acres (31 ha)	9,5 ¢	113 F	7,6 ¢	90 F	17,1 ¢	203 F
Infiltration-percolation	5 acres (2 ha)	5,3 ¢	63 F	3,5 ¢	42 F	8,8 ¢	105 F

Remarque : * 1 mgd = 1 million gallons/jour = 3 785 m3/jour
l'investissement représente le capital amorti sur 15 ans.

TABLEAU n° 80 : Coûts comparatifs des 3 techniques d'épandage

Il ressort de ce tableau, que pour un même volume traité, les coûts totaux relatifs à l'irrigation et au ruissellement contrôlé sont assez proches, alors que le coût total relatif à l'infiltration-percolation est de moitié par rapport aux 2 précédents.

La superficie nécessaire à l'épandage est de 1,6 fois plus importante pour l'irrigation que pour le ruissellement contrôlé.

Plus récemment (octobre 1977), les auteurs du "Process design manual for land treatment of municipal wastewater" présentent sous une autre forme une comparaison de coût.

Technique utilisée	Superficie	Coût total d'investissement $	Amortissement $/an	Coût d'exploitation et de maintenance $/an	Coût total $/an
Irrigation à faible dose	2 170 acres (878 ha)	8 583 770 (38,6 M F)	756 230 (3,4 M F)	202 750 (0,91 M F)	958 980 (4,31 M F)
Ruissellement contrôlé	1 210 acres (490 ha)	8 495 500 (38,2 M F)	748 450 (3,37 M F)	214 000 (0,96 M F)	962 450 (4,33 M F)

TABLEAU n° 81 : Comparaison des coûts entre l'irrigation et le ruissellement contrôlé.

On arrive donc à peu près aux mêmes conclusions que celles mentionnées pour le tableau n° 80. Mais il semble difficile de rapprocher les coûts, en valeur absolue, donnés par les tableaux 80 et 81, suivant que l'on ramène ces coûts à l'unité de surface équipée, ou à l'unité de volume traité.

4.2.2. Coûts estimatifs pour quelques réalisations

Parmi les exemples de réalisations d'épandage d'eaux usées urbaines décrits au chap.IV nous en avons relevé 6 pour lesquels nous possédons quelques données de coûts.

Nous ferons ressortir essentiellement les coûts d'exploitation - maintenance, qui sont assez significatifs en rapport avec la technique d'épandage utilisée, en fonction du volume d'effluent traité.

1 - "Flushing Meadows" (Arizona - U.S.A.) = 20 F/1 000 m3

apport = 1 110 000 m3/ha/an

Le procédé d'infiltration-percolation est réellement le moins onéreux de tous les procédés d'épandage ; ce prix de 20 F représente l'amortissement du capital, l'entretien des bassins et le pompage de l'eau épurée. Ce prix est très inférieur à celui cité en référence par POUND et CRITES (tableau n° 80), ce qui montre que cette réalisation est particulièrement économique.

2 - Melbourne (Australie) = 50 F/1 000 m3

apport = . 70 000 m3/ha/an (en ruissellement contrôlé, pendant 6 mois)

. 20 000 m3/ha/an (en moyenne, avec l'irrigation)

Ce prix d'exploitation est aussi très faible, car cette réalisation étant très ancienne, le capital investi est amorti depuis bien longtemps ; de plus, le ruissellement contrôlé est peu exigeant du point de vue matériel et main d'oeuvre.

3 - St Charles (Maryland - U.S.A.) = 70 F/1 000 m3

apport = 31 000 m3/ha/an

Cette réalisation correspond à un épandage type irrigation à faible dose (irrigation de forêt). Ce prix s'entend pour l'exploitation et la maintenance seules, il faudrait y inclure l'amortissement du coût des lagunes et du matériel d'aspersion, mais de toute façon, ce prix est modique, vue la simplicité de la technique adoptée.

4 - Muskegon (Michigan - U.S.A.) = 150 F/1 000 m3

apport = 25 000 m3/ha/an

Cette réalisation très moderne est basée sur un lagunage et l'épandage des effluents par irrigation à faible dose. Etant très récente, le détail des coûts est donné dans la littérature, et il nous paraît intéressant de le citer ("Process design manual for land treatment of municipal wastewater" - octobre 1977). Ce coût est nettement plus élevé que pour les exemples précédents, mais le système est aussi beaucoup plus "sophistiqué".

- coûts de fonctionnement

	en $
- collecte et transport	431 000
- aération et stockage	191 000
- irrigation et drainage	475 000
- culture	474 000
- laboratoire et contrôle	236 000
- divers	77 000
Total pour Muskegon	1 884 000
Total pour Whitehall	62 000
Total des dépenses	1 946 000 $

- revenus

- cultures	
maïs (4 500 acres x 60 bu x 2,58 S bu)	698 000 $
blé (270 acres x 10 bu x 3,10 S bu)	8 000
- gains laboratoire	8 000
Total	714 000 $
Coût net de fonctionnement	1 232 000 $ (5,85 M F)

valeur approximative du dollar = 4,75 F

TABLEAU n° 82 : Coût de fonctionnement du système de Muskegon (1975)

5 - Braunschweig (Allemagne Fédérale) = 185 F/1 000 m3

apport = 3 300 m3/ha/an

Rappelons que la réalisation de Braunschweig qui fonctionne depuis plus de 20 ans, est basée sur l'irrigation à faible dose de diverses cultures. Ce coût de 185 F comprend les frais d'entretien et d'exploitation. Il semble que ce soit le prix de la main d'oeuvre, très élevé en Allemagne, qui augmente nettement le prix d'exploitation ; à l'heure actuelle, la question est étudiée pour diminuer la main d'oeuvre, en automatisant au maximum les systèmes d'irrigation par aspersion. Malgré cela, le prix de revient de cette réalisation a été estimé inférieur d'environ 20 % à celui de stations d'épuration comparables en équivalent-habitants.

6 - Pennsylvania State University (U.S.A.) = 310 F/1 000 m3

apport = 20 000 m3/ha/an environ

Cette réalisation est la plus coûteuse des exemples cités, et encore ce prix de 310 F correspond au fonctionnement des années antérieures à 1975 ; il semble que ce coût doive nettement s'élever prochainement, car des travaux d'agrandissement étaient prévus, aussi bien au point de vue traitement des effluents qu'épandage (irrigation de forêts, de cultures). Mais cette réalisation est du type expérimental, et on ne peut la comparer à un autre exemple, car elle a un but de recherches, ce qui implique un équipement aux fins de contrôle très particulier.

Ces différentes estimations sont regroupées dans le tableau suivant ; un exemple de ruissellement contrôlé a été ajouté (Paris, Texas - U.S.A.), pour une plus juste comparaison.

Réalisations	Coût de fonctionnement /1 000 m3	Apport annuel/ha (en m3)	Superficie traitée (en ha)	Volume annuel traité (chiffre appro.)	Prix de revient /ha aménagé
Infiltration-percolation :					
Flushing Meadows	20 F	1 110 000	0,77	850 000	22 000 F
Ruissellement contrôlé :					
Melbourne	50 F	< 70 000 20 000	7 000	210 millions	1 500 F
Paris (Texas)	57 F	16 000	365	5,8 millions	950 F
Irrigation à faible dose:					
St Charles	70 F	31 000	27	830 000	2 150 F
Muskegon	150 F	18 300	2 165	40 millions	2 770 F
Braunschweig	185 F	3 300	4 200	11 millions	485 F
Pennsylvania State Univers.	310 F	20 000	270	5,4 millions	6 200 F

TABLEAU n° 83 : Coûts comparatifs entre les trois techniques d'épandage

On peut en déduire un certain nombre de remarques :

- les coûts de fonctionnement vont croissant dans l'ordre suivant : infiltration-percolation, ruissellement contrôlé, irrigation ; celle-ci peut atteindre 10 fois un coût d'infiltration-percolation pour un même volume d'effluent traité.

- l'infiltration-percolation exige un minimum de surface pour les effluents à épurer, d'où un coût à l'ha très élevé.

- les coûts du ruissellement contrôlé sont peu élevés, rapportés à la fois à l'unité de volume et à l'unité de surface traités.

- pour l'irrigation, les coûts ramenés au volume d'effluent traité augmentent quand la surface aménagée pour l'épandage augmente.

Si ces quelques exemples laissent apparaître une relation au niveau coût entre les différentes techniques d'épandage, il semble néanmoins très difficile d'imaginer des situations types (pour tant d'équivalents - habitants, avec un volume donné d'effluent à épandre, à une certaine distance de la station d'épuration, etc...) et d'évaluer les coûts d'investissement et de fonctionnement.

En conclusion, l'irrigation à faible dose, l'irrigation à forte dose, le ruissellement contrôlé et l'infiltration-percolation sont des techniques très particulières d'épuration et de recyclage des eaux qui doivent s'adapter chaque fois à des conditions de milieu physique et humain différentes.

4.3. Contraintes psycho-sociologiques

La réutilisation des eaux résiduaires par épandage met en présence, d'une part le producteur d'eaux usées, la Commune, d'autre part l'utilisateur d'eau, l'agriculteur, mais le grand public est également concerné par cette question.

Bien souvent en effet, l'épandage pourrait être une bonne solution, s'il y avait une meilleure approche pour appréhender les problèmes des uns et des autres.

- L'agriculteur n'acceptera d'utiliser les eaux usées que s'il a les garanties suivantes :

  . l'innocuité des eaux vis-à-vis des plantes, du sol, mais aussi de lui-même,

  . un bénéfice à l'utilisation de ces eaux, comparé à l'utilisation de l'eau propre.

Si l'on veut que cette pratique d'utilisation des eaux usées en agriculture, ou en sylviculture se généralise , il est évident que le coût d'utilisation au m3 de ces eaux doit être bien inférieur à celui de l'eau propre (et pourquoi pas entièrement gratuit ?), et que des facilités pour l'irrigation doivent être faites.

Des expérimentations-pilotes sont absolument nécessaires, avec informations techniques, tant sur la technologie de l'épandage que sur les résultats culturaux. Il faudrait même envisager des contrats à priorité, c'est-à-dire réservant pour l'avenir une partie de l'eau aux premiers agriculteurs utilisateurs.

- La Commune, de son côté, doit prendre conscience :

. que l'agriculture n'est pas une poubelle, et que si le sol "avale" bien des choses, il peut y avoir des inconvénients à trop lui en donner.

Les eaux usées seront d'autant mieux acceptées par l'agriculteur, qu'elles auront subi un traitement, l'emploi d'effluents bruts sur le terrain exigeant bon nombre de conditions.

Dans cet ordre d'idées, il nous semble que la notion de "tout à l'égout" est à combattre, car une station d'épuration ne peut pas tout assimiler, encore moins un terrain d'épandage quand les produits rejetés dans le tout à l'égout sont toxiques.

. que l'agriculture n'a pas à supporter une part trop importante du coût du traitement, puisqu'on a vu ci-dessus que cette pratique ne devait pas présenter de contraintes particulières pour l'agriculteur, comparativement à l'eau propre.

. de la nécessité de prendre ses responsabilités : les contrats devront prévoir la perte sur les récoltes, le rétablissement éventuel de la fertilité du sol, etc...

. enfin, dans la mesure du possible, d'adapter l'offre d'eau à la demande.

- le grand public : si celui-ci n'est pas directement impliqué dans cet échange, il doit néanmoins être informé sur cette notion de recyclage. Il faut absolument faire admettre que, moins on rejettera sans contrôle de déchets (liquides ou solides) dans le milieu naturel, mieux on pourra "profiter" de la nature ; ce concept paraît d'autant plus plausible que la pollution est souvent bien "visible", notamment quand il s'agit de rejets dans les cours d'eau, les lacs ou la mer.

Une meilleure information sur ces problèmes, laquelle, reconnaissons-le, se développe de plus en plus en France au niveau presse, radio ou télévision, sensibilisera le public, et peut-être lui fera prendre conscience de l'indispensable protection de la nature.

Il ne faut pas cacher non plus les risques occasionnés par l'épandage, et le problème "odeurs" qui est l'une des premières objections à un éventuel épandage, peut être aisément résolu en respectant quelques normes de distance, entre champ d'épandage et habitations. Cela ne devrait pas être un handicap majeur, sauf dans le cas particulier d'épandage d'effluents bruts, où le maximum de précautions devra être pris.

En conclusion, l'exemple de pratiques d'épandage d'eaux usées, réalisé sous forme d'expérimentation-pilote dans un but agricole ou forestier, paraît être la meilleure démonstration à tous les niveaux : agriculteurs, communes, services publics départementaux, etc... Ces expérimentations-pilote sont encore trop peu nombreuses en France, leur mise en place est coûteuse et l'origine du financement n'est pas évidente... car dépolluer coûte cher, mais dans notre monde "civilisé" de consommation, cela devient une absolue nécessité.

6

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

- VI -

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

page

1 - Rappel des possibilités techniques 335

1.1. Les procédés disponibles "

1.1.1. Caractéristiques générales "

1.1.2. Rendements d'épuration 336

1.2. Rappel des risques potentiels dus à l'épandage 337

1.2.1. Risques de pollution des eaux "

1.2.2. Risques pour les sols 338

1.2.3. Risques pour les cultures 339

1.2.4. Risques sanitaires 340

2 - Rappel des contraintes liées à l'épandage 341

2.1. Contraintes liées aux risques "

2.2. Autres contraintes "

3 - Recommandations "

3.1. Politique de l'eau et épandage 342

3.2. Etudes et expérimentations-pilotes nécessaires "

3.2.1. Contraintes foncières et économiques et les possibilités d'épandage "

3.2.2. Caractéristiques des eaux résiduaires urbaines 343

3.2.3. Techniques d'épandage et contrôles "

3.2.4. Les risques sanitaires "

3.2.5. Expérimentations-pilotes "

3.3. Recherches à encourager 344

3.3.1. Cycle de l'azote dans le sol "

3.3.2. Cultures et épandage 345

3.3.3. Risques sanitaires "

1 - RAPPEL DES POSSIBILITES TECHNIQUES

1.1. Les procédés disponibles

1.1.1. Caractéristiques générales

Trois procédés sont actuellement utilisés pour traiter les eaux résiduaires urbaines par épandage sur le sol : l'irrigation, le ruissellement contrôlé et l'infiltration-percolation.

L'irrigation est utilisée avec des eaux brutes décantées et des effluents secondaires. A dose normale ou élevée, elle tend à couvrir les besoins en eau des cultures et se pratique par aspersion ou par gravité sur des superficies de 4 hectares et plus par 1 000 habitants.

Le ruissellement contrôlé est pratiqué avec des effluents primaires et secondaires. Il utilise le ruissellement sur le sol et peut traiter des volumes d'eau dépassant les capacités de l'irrigation. Il utilise des superficies comparables ou inférieures à l'irrigation mais implique l'évacuation de la plus grande partie des eaux traitées dans le réseau hydrographique superficiel ou un réseau de drainage.

L'infiltration-percolation ne traite pratiquement que des effluents secondaires épandus par submersion des terrains. Elle reçoit d'importants volumes d'eau et nécessite des superficies très réduites, de l'ordre de 0,2 hectares pour 1 000 habitants.

En définitive, les trois procédés ont en commun de disperser les eaux à traiter à la surface du sol sur des superficies plus ou moins grandes. Ils correspondent à l'épandage pris dans son sens le plus large.

Cette conception qui recouvre bien la réalité pratique, diffère de celle retenue par le Législateur. En effet, le décret 75-296 du 28 octobre 1975 (Annexe II) concernant les dispositifs d'épuration, indique à propos de l'épandage :

"... l'épandage sera considéré comme exécuté correctement quand les conditions suivantes seront réalisées :

. absence de ruissellement et de stagnation,

. percolation réduite et tenant compte des caractéristiques climatiques, pédologiques des sols et géologiques des horizons profonds ;..."

Il va de soi que l'application stricte des termes du décret conduit à écarter l'emploi du ruissellement contrôlé (ruissellement) comme de l'infiltration-percolation (stagnation et percolation), alors que ces procédés ont fait la démonstration de leurs possibilités.

1.1.2. Rendements d'épuration

On rappellera qu'une eau résiduaire urbaine contient par litre, environ :

- pour les eaux brutes : 600 mg de DCO
  300 mg de DBO_5
  50 à 60 mg d'azote total
  10 à 12 mg de phosphore total

- après traitement secondaire : 50 à 60 mg de DCO
  20 mg de DBO_5
  20 à 30 mg d'azote total
  10 mg de phosphore total

Par ailleurs, quelque soit le traitement reçu en station y compris les "désinfections" courantes, les eaux résiduaires urbaines peuvent contenir des agents pathogènes les rendant potentiellement infectieuses. Il faut cependant noter que là où cette pratique est courante (U.S.A., Allemagne), le nombre des maladies dues à des agents pathogènes n'a jamais été supérieur après irrigation qu'avant cette pratique.

L'efficacité de l'épandage pour l'épuration des matériaux carbonés est toujours très élevée, 90 % et plus en DCO quelque soit le mode d'épandage et le type d'effluent. L'éventail des charges appliquées et des conditions climatiques indique une grande souplesse de l'épandage pour le traitement de la pollution carbonée.

L'efficacité de l'épandage pour éliminer l'azote peut être totale dans le cas de l'irrigation à faible dose, et seulement partielle avec les autres modes d'épandage. Il faut cependant noter que les possibilités de la dénitrification utilisées à titre expérimental en infiltration-percolation et en irrigation ne sont pas encore totalement connues. Des rendements de dénitrification compris entre 30 et 90 % ont été obtenus avec des quantités d'azote éliminées allant de 500 à 10 000 kg d'azote par hectare et par an !

L'efficacité de l'épandage pour éliminer le phosphore est totale dans le cas de l'irrigation et atteint encore 50 à 60 % pour le ruissellement contrôlé. L'infiltration-percolation élimine jusqu'à 90 % du phosphore mais son efficacité est limitée dans le temps.

En définitive, l'efficacité de l'épandage est rarement limitée par le carbone (DCO, DBO_5) ou par le phosphore. Elle dépend essentiellement de la charge en azote mais des possibilités d'utilisation de la dénitrification sont entrevues, c'est donc très favorablement que l'épandage peut être comparé en terme d'efficacité avec les stations pour le traitement des pollutions "classiques".

1.2. Rappel des risques potentiels dus à l'épandage

1.2.1. Risques de pollution des eaux

L'épandage d'une eau résiduaire urbaine apporte au sol plusieurs catégories d'éléments. Certains sont recyclables par l'atmosphère comme le carbone (DCO, DBO_5) et sous certaines conditions l'azote (nitrates). D'autres ne sont pas recyclables par l'atmosphère et sont retenus par le sol dans sa porosité ou bien font l'objet de phénomènes de fixation et d'échanges sur les colloïdes. Parmi ces éléments, certains sont consommés en quantités notables par les plantes (l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium, le magnésium). Ils peuvent être exportés du champ d'épandage par les cultures qui régénèrent ainsi le système. D'autres ne sont que faiblement consommés :

- s'ils ne font pas l'objet de fixation ou d'échanges sur les colloïdes, un épandage percolant et les pluies hivernales les entraîneront vers les nappes.

- s'il font l'objet d'échanges sur les colloïdes les éléments "échangés" seront alors entraînés.

L'épandage d'eaux résiduaires qui contiennent des minéraux peu exportés par les cultures, implique en cas de percolation des eaux épandues et/ou des eaux de pluie l'entraînement de minéraux en profondeur. On doit donc s'attendre à des modifications de la minéralisation des nappes sous-jacentes, modifications dont l'importance est fonction des quantités d'éléments épandus, de la quantité d'eau percolée et de la nappe elle-même.

Le refus de ce risque conduit à interdire la pratique de l'épandage.

En ce qui concerne les risques de pollution par les matières carbonées (DCO, DBO_5), ils sont faibles pour un épandage correctement réalisé; quelles qu'en soient les modalités : irrigation, ruissellement contrôlé ou infiltration-percolation pour les eaux résiduaires urbaines. Seules les mauvaises pratiques sont à craindre : l'épandage mal fait est difficile à distinguer du bon épandage ; le problème semble toujours résolu alors qu'il n'est que déplacé.

Compte tenu de l'efficacité du sol pour éliminer DCO et DBO_5 les risques de pollution peuvent être aisément limités essentiellement par le choix d'un terrain évitant les accidents même en cas de surcharge et sans possibilités d'entraînement direct en profondeur.

Les risques de pollution azotée sont plus importants. En effet, s'il n'est pas immobilisé sous forme de matière organique stable du sol, l'azote se transforme progressivement en nitrates susceptibles d'être entraînés en profondeur. Les possibilités de dénitrification, bien que réelles, restent

à étudier et à optimiser. Il est cependant très difficile de quantifier ces risques de pollution azotée car le cycle de l'azote dans le sol est d'une complexité rendant illusoire toute tentative de bilan réalisée sans moyens analytiques puissants (azote lourd, fractionnement isotopique, etc...). Dans l'incapacité d'appréhender tous les termes d'un bilan d'azote, notamment pour l'immobilisation dans la matière organique et la dénitrification, il sera difficile de donner une juste estimation du risque.

Il est cependant évident que, si rien n'est fait pour favoriser l'immobilisation dans la matière organique du sol (apport de carbone) ou pour favoriser la dénitrification (anaérobiose et apport de carbone), l'épandage d'un large excès d'azote par rapport aux possibilités d'exportations par les cultures, peut conduire à une pollution des nappes.

Les risques de pollutions par les microéléments

Les concentrations en microéléments décelées dans les eaux résiduaires urbaines ne sont généralement pas différentes des concentrations tolérées pour les eaux de surface et d'irrigation. Il n'y aurait donc que peu de risques dus aux microéléments, compte tenu des faibles quantités mises en jeu.

Par ailleurs, bien que l'on manque de connaissances sur le comportement des microéléments, notamment des métaux lourds dans le sol, il semble admis que les sols ont la propriété de fixer énergiquement la plupart d'entre eux, évitant tout risque de pollution des nappes.

Le problème de l'épandage des eaux résiduaires urbaines est donc différent de celui des boues pour lesquelles les métaux lourds peuvent être un facteur limitant.

Les risques de pollution par les microéléments sont donc faibles pour les eaux résiduaires urbaines. Mais tout épandage à grande échelle devra être précédé d'une campagne analytique de précaution car si le risque de pollution est faible, l'accumulation dans les horizons de surface est certaine et peut présenter des risques pour les cultures.

1.2.2. Risques pour les sols

Les propriétés physiques des sols peuvent être modifiées par les pratiques d'épandage. Les risques à craindre concernent la perméabilité qui peut diminuer sous l'influence d'un colmatage par apport excessif de matières fermentescibles. Il y a cependant des remèdes simples à ces situations (diminution des apports, façons superficielles pour aérer).

Le risque de destruction de la structure par apport excessif de sodium (sodisation) et absence de lessivage est plus important. L'examen systématique du Rapport d'adsorption du sodium renseigne sur le risque pris et l'on rappellera que les eaux résiduaires urbaines se classent dans les eaux à risque de sodisation faible à moyen.

Des possibilités de désodisation existent, elles impliquent de remplacer par du calcium, le sodium qui sera lessivé en profondeur.

A noter enfin que pour certains types de sol, une aspersion trop violente peut conduire à une dégradation de la structure par effet de chocs.

Les propriétés chimiques des sols peuvent être modifiées. Sans négliger les améliorations constatées dans de nombreux cas (élévation du taux de matière organique, du taux d'azote et de phosphore), il convient de signaler les risques suivants :

- risques de salure : les eaux résiduaires urbaines présentent des risques moyen à élevé de salure. L'irrigation devra donc être adaptée à cette contrainte et apporter éventuellement des doses supérieures au déficit climatique pour provoquer pendant la végétation le lessivage nécessaire.

- risques dus à l'accumulation de métaux lourds : ces risques existent en théorie puisque les métaux lourds sont fortement retenus dans les horizons superficiels, mais les quantités normalement apportées ne devraient pas poser de problèmes au moins pour l'irrigation et le ruissellement contrôlé.

En définitive, sous climat français moyen avec lessivage hivernal, les risques encourus par les sols du fait de l'épandage d'eaux résiduaires urbaines sont très faibles.

1.2.3. Risques pour les cultures

Hormis les risques sanitaires qui seront vus ultérieurement, les nombreux essais d'utilisation agricole d'eaux résiduaires urbaines indiquent qu'il n'y a jamais eu d'échec de la culture et que des effets bénéfiques de fertilisation et (ou) d'irrigation sont toujours observés. Cette conclusion n'est valable que dans le cas d'une bonne pratique agricole, avec une utilisation d'eaux usées urbaines ne contenant pas de toxiques d'origine industrielle et à des doses d'apport empêchant la salure des sols. On peut cependant craindre l'effet néfaste d'excès d'eau dans certains sols drainant mal.

De même doit-on prendre en compte, pour les zones à fort déficit climatique en eau, le risque d'augmentation de la salinité du sol suite à des épandages répétés. On sait que des eaux résiduaires urbaines présentent un risque moyen à élevé de salure qui peut conduire à restreindre le choix des cultures à utiliser, ou à préconiser soit une irrigation percolante soit une diminution de la charge minérale apportée par dilution ou alternance avec une eau d'une autre origine.

Les métaux lourds apportés par les eaux urbaines ne semblent présenter, à moyen terme que des risques minimes, sauf peut être pour le cadmium.

Il pourrait en être autrement avec certains toxiques industriels ou biocides rejetés accidentellement ou non dans le réseau d'égout (1). Ce risque, difficile à prévoir, est à prendre en compte dans le contrat liant la collectivité à l'utilisateur d'eaux résiduaires.

En définitive, les risques encourus par les cultures sont minimes et peuvent être facilement évités par un épandage tenant compte de la bonne pratique agricole.

1.2.4. Risques sanitaires (2)

Quel que soit le degré de traitement actuellement pratiqué, les eaux résiduaires urbaines restent infectieuses. On rappellera ici brièvement les conclusions détaillées au chapitre III paragraphe 1.4.7.

L'épandage des eaux résiduaires urbaines présente trois grands types de risques.

Les risques certains concernent la contamination des végétaux et interdisent l'irrigation des légumes et fruits à consommer crus. Ils concernent dans une moindre mesure les prairies pâturées, quoique les informations objectives manquent sur ce point.

Il n'y a évidemment qu'un risque très réduit sur les cultures industrielles, dans les forêts et la question peut être posée de l'intérêt sanitaire d'un traitement secondaire avant épandage dans ces cultures industrielles et forêts.

Les risques probables (et/ou occasionnels) concernent les possibilités d'entraînement par ruissellement (pas supérieurs cependant à un rejet de l'effluent de la station dans la rivière !). Ils concernent aussi les risques d'aérosols qui sont mal connus mais certainement peu importants. A cet égard, l'interdiction de l'épandage d'eaux résiduaires urbaines par aspersion en France, est une contrainte importante à l'installation d'épandages.

Les risques faibles concernent la pollution des nappes pour peu que l'épandage soit pratiqué sur un terrain convenable.

En définitive, les risques sanitaires existent ; ils ne sont pas, sous notre climat, avec les cultures et les superficies dont nous disposons en France, un obstacle majeur à l'utilisation de l'épandage.

---

(1) A cet égard le terme de "tout à l'égout" est à bannir du vocabulaire courant tant il évoque la possibilité de se débarrasser de tout sans précautions particulières.

(2) Les conclusions concernant les risques sanitaires sont essentiellement tirées de la littérature anglo-saxonne spécialisée sur les épandages. Elles sont donc à considérer avec précaution et demanderaient a être adaptées aux conditions françaises par des spécialistes de la recherche médicale.

2 - RAPPEL DES CONTRAINTES LIEES A L'EPANDAGE

2.1. Contraintes liées aux risques

Elles ont généralement été évoquées au paragraphe précédent, elles peuvent porter sur :

- la dose d'eau apportée, limitée pour certaines eaux contenant des minéraux en excès, ou au contraire excessive pour favoriser une percolation,une anaérobiose temporaire (dénitrification).

- le choix du terrain et du mode d'épandage imposé par la protection des nappes souhaitée.

- le choix de la culture et l'utilisation des récoltes, etc...

C'est en définitive à partir du risque considéré comme majeur dans une situation donnée (intégrant la "fragilité" du terrain et de la nappe ainsi que la technicité de l' Association "pollueur - agriculteur") que se déterminera la suite de contraintes limitant les possibilités de l'épandage.

2.2. Autres contraintes

Les autres contraintes rencontrées sont avant tout des contraintes foncières : il faut pouvoir disposer de terrains suffisamment regroupés et proches de la production d'eaux résiduaires. Sauf cas particulier, l'obligation d'achat des terrains limitera l'utilisation de l'épandage au ruissellement contrôlé ou à l'infiltration-percolation, l'irrigation exigeant des superficies telles que le coût des terrains à acquérir défavoriserait trop l'épandage par rapport au traitement en station.

On aborde ainsi les contraintes économiques, le coût d'une installation d'épandage par irrigation est assez élevé et là encore, il apparaît difficile de faire supporter entièrement à la collectivité ces investissements (aussi bien qu'à l'utilisateur d'eau !).

A noter cependant que si le terrain n'est pas à acquérir, la contrainte économique due aux installations d'épandage se compare alors favorablement avec le traitement en station.

D'autres contraintes sont à prendre en compte, notamment la perception par l'agriculteur comme par le public, de l'utilité et de l'inocuité du recyclage des eaux résiduaires en Agriculture.

3 - RECOMMANDATIONS

Une étude bibliographique, aussi complète soit elle, ne saurait permettre de conclure définitivement sur les possibilités d'utiliser l'épandage des eaux résiduaires urbaines en France.

Elle permet cependant de faire des recommandations à trois niveaux :

- la politique de l'eau et l'épandage
- les études et expérimentations-pilotes nécessaires
- les recherches à encourager.

3.1. Politique de l'eau et l'épandage

Les données techniques disponibles sur les trois procédés d'épandage, sont suffisantes pour affirmer que c'est un bon moyen de débarrasser dans tous les cas, les eaux résiduaires urbaines de la charge organique (DCO, DBO_5) et sous certaines conditions de la charge azotée et phosphatée.

Il reste que, obligatoirement, des minéraux pourront (ou devront) être lessivés et contribueront alors à augmenter la minéralisation des eaux réceptrices.

Les Administrations responsables des ressources en eau doivent prendre ce risque en compte et définir expressément ce qui est admissible comme fuites vers les nappes pour une durée déterminée.

Par ailleurs, la pratique de l'épandage impose, au moins dans le cas de l'irrigation, une association avec l'Agriculteur. Ce dernier devra tout d'abord être convaincu de l'intérêt d'utiliser les eaux résiduaires. Il est de plus assez probable que si l'Agriculteur peut disposer aisément d'eaux propres à bas prix pour l'irrigation, il ne sera pas enclin à utiliser les eaux résiduaires.

Enfin, les investissements à réaliser pour le traitement des eaux même par épandage sont tels que le choix d'une filière interdit le changement à court et moyen terme.

Ceci exige que les Administrations responsables des ressources en eau tiennent une politique claire vis-à-vis de l'épandage. Une action visant à développer son utilisation devrait convaincre l'Agriculture mais pourrait aussi agir sur les prélèvements d'eau pour irrigation.

3.2. Etudes et expérimentations-pilotes nécessaires

Elles portent sur plusieurs points :

3.2.1. Contraintes économiques, foncières et possibilités d'épandage

Les possibilités d'épandage dépendent de l'obtention de terrains, au moins pour l'irrigation. Une étude serait nécessaire pour chiffrer l'importance de la parcellisation sur le coût des tuyauteries à installer.

De même, seules quelques études économiques détaillées sur des cas types permettront de comparer objectivement le coût de l'épandage au coût des autres traitements.

3.2.2. Caractéristiques des eaux résiduaires urbaines

Il conviendrait de disposer de plus de données sur les points suivants :

- eaux résiduaires urbaines et odeurs à l'épandage,

- caractéristiques hydrauliques en relation avec l'épandage (matières en suspension, flottants, possibilités de tamisage),

- caractéristiques agronomiques (valeur azotée et phosphatée à court et moyen terme).

3.2.3. Techniques d'épandage et contrôles

La possibilité d'utiliser l'aspersion devrait être sérieusement réévaluée. Son interdiction de fait en France, empêcherait tout développement de l'épandage.

Des moyens de contrôle de routine des épandages doivent être mis au point (à cet égard, aucune comparaison des différentes techniques utilisables n'est disponible, et par ailleurs, la simple visite de terrain ne permet de porter un jugement fondé que dans un nombre très limité de cas).

Le développement de techniques simples et pas trop coûteuses permettrait de plus l'auto-contrôle par le gestionnaire de l'épandage.

3.2.4. Les risques sanitaires

Ces risques doivent être estimés et précisés par des spécialistes notamment au niveau de la survie des microorganismes pathogènes et des parasites dans les sols, sur les végétaux, dans les ensilages. Le problème des aérosols devrait aussi être examiné (survie et transport en fonction du système d'aspersion). Enfin, l'importance du risque viral en épandage est peu connue.

3.2.5. Expérimentations pilotes

Elles s'imposent, tant pour convaincre l'agriculteur pour des procédés connus comme l'irrigation que pour éprouver les possibilités de procédés peu ou pas utilisés en France comme l'infiltration-percolation et le ruissellement contrôlé.

L'irrigation devrait faire l'objet de l'effort le plus important et prendre en compte au moins le cas de l'irrigation avec percolation minimale et l'irrigation à forte dose.

Il serait utile de traiter ainsi, des eaux brutes décantées et des effluents secondaires.

Une telle expérimentation par sa vocation de démonstration exigera des moyens techniques importants pour sa bonne réalisation et les contrôles à effectuer.

Le ruissellement contrôlé présente un grand intérêt du fait des superficies plus faibles utilisées. Il semble pouvoir s'utiliser par temps froid. Une expérimentation pilote pourrait prendre en compte l'effet de la charge sur le rendement, l'efficacité pour éliminer l'azote et déterminer le choix de la prairie ou de la culture le plus efficace.

L'infiltration-percolation présente un intérêt certain comme traitement de finition et devrait être expérimentée rapidement sur le modèle des installations des "Flushing Meadows" aux Etats-Unis pour la recharge de nappe ou l'évacuation d'effluents à risque minimum.

3.3. Recherches à encourager

Parmi les recherches à encourager, celles susceptibles d'augmenter le plus rapidement les possibilités de l'épandage tant pour l'efficacité que la fiabilité concernent les points suivants :

3.3.1. Cycle de l'azote dans le sol :

- Etude des possibilités de stockage de l'azote des eaux résiduaires dans le sol par réorganisation dans la matière organique stable et minéralisation ultérieure de l'azote stocké .

- Etude de la dénitrification dans les sols, possibilités d'interventions simples sur le processus.

- Importance de la dénitrification au-delà de la couche arable.

- Influence des métaux lourds sur la minéralisation de l'azote du sol.

3.3.2. Cultures et épandage :

- Résistance des variétés cultivées en France à la salure et aux excès temporaires d'eau (ou aux deux conjugués).

- Recherches de plantes adaptées à des procédés tels que le ruissellement contrôlé et l'infiltration-percolation.

3.3.3. Risques sanitaires :

- Devenir des agents pathogènes dans les sols : actualisation des données.

- Relations épidémiologiques (épandage - risques d'infection).

7

ANNEXES

- VII -

A N N E X E S

	Page
1 - Bibliographie relative aux aspects théoriques de l'épandage	349
2 - Données techniques générales	364
2.1. Formules d'évapotranspiration potentielle les plus utilisées	"
2.2. La valorisation de l'irrigation	366
2.2.1. Le déficit de rendement	"
2.2.2. Valorisation de l'irrigation	367
3 - Liste et adresses des auteurs de l'étude	370

1 - BIBLIOGRAPHIE
RELATIVE AUX ASPECTS THEORIQUES DE L'EPANDAGE

ADDIS, G., MOORE, M.R., 1974. Nature, 252, 120-121.

ADRIANO, D.C. et al., 1972. J. Envir. Qual., 1, 279-283.

AFEE, 1975. Les procédés physico-chimiques d'épuration des eaux usées urbaines. Etude réalisée pour l'Agence de Bassin Seine-Normandie, Juillet 1975.

ALEXANDRE, D., BALLIGAND, P., FOURCY, A., 1976. Coll. Intern. Paris, Cahiers du CENECA, 521, 1-9.

ALLISON, L.E., 1947. Soil Sci., 63, 439-450.

ARGO, D.G., CULP, G.L., 1972 a. Water and Sewage works, 119, 62-65.

ARGO, D.G., CULP, G.L., 1972 b. Water and Sewage works, 119, 128-132.

ATLAS Climatique de France, 1969. Ed. Météorologie Nationale. Paris.

AVNIMELECH, Y., NEVO, Z., 1964. Soil Sci., 98, 222-226.

AVNIMELECH, Y., RAVEH, A., 1974. Wat. Res., 8, 553-555.

AVNIMELECH, Y., RAVEH, A., 1976. J. Envir. Qual., 5, 79-82.

BAARS, J.K., 1957. Bull., CEBEDE, 36, 75-82.

BALLEY, F., 1973. Thèse Doct. 3è cycle, Fac. Dijon.

BAZZAZ, F.A., ROLFE, G.L., CARLSON, R.W., 1974. Physiol. Plant., 32, 373-376.

BEATTY, M.T., BOUMA, J., 1973. Geoderma, 10, 113-122.

BECHSTADT, O., TEICHARDT, R., 1973. Arch. Acker-Pflanz. Bodenk., 17, 731-740.

BEEK, J., de HAAN, F.A.M., VAN RIEMSDIJK, W.H., 1977. J. Envir. Qual., 6, 4-7.

BELL, R.G., 1976. J. Envir. Qual., 5, 39-42.

BELL, R.G., BOLE, J.G., 1976. J. Envir. Qual., 5, 417-418.

BENDIXEN, T.W., HILL, R.D., SCHWARTZ, W.A., ROBEEK, G.G., 1968. J. Sanitory Eng. Div., 94, 147-157.

BENDU, M.E., MATSON, W.R., JORDAN, R.A., 1970. Environ. Sci. and Technology, 4, 520-521.

BENOIST, P., 1973. Thèse 3è cycle, 263 pages, Université de Paris VI.

BERNSTEIN, L., 1966. Salt tolerance of plants and the potential use of saline waters for irrigation. Desalination Res. Conf., Nat. Res. Counc. publ. 942, 273-283.

BERROW, M.L., WEBBER, J., 1972. J. Sci. Food Agric., 23, 93-100.

BETREMIEUX, R., 1951. Ann. Agron., 193-295.

BIERHUIZEN, J.F., 1969. Water quality and yield depression. Techn. Bull. 61. Inst. for land and water manag. res., Wageningen.

BITTON, G., MASTERSON, N., GIFFORD, G.E., 1976. J. Environ. Qual., 5, 370-374.

BLAKESLEE, P.A., 1973. Proc. of the Joint Conference on recycling municipal sludges and effluents on land, July 9-13, Champaign, Illinois, 183-198.

BOCKO, J., 1965. Melioracja Wroclawiu, X, 209-215.

BOND, R.G., STRAUB, C.P., 1974. Handboock of environmental control, Vol. IV Wastewater : Treatment and disposal. CRC Press.

BOSWELL, F.C., 1975. J. Envir. Quality, 4, 267-273.

BOUCHET, R.J., 1963. Ann. Agron., 15, 743-824.

BOUCHET, R.J., ROBELIN, M., 1969. Bull. Techn. Inform., 238, 215-233.

BOUWER, H., 1973. In " Recycling treated municipal waste water and sludge through forest and cropland. Ed. SOPPER, W.E., KARDOS, L.T. Pennsylvania State University Press. 1973, p. 164-175.

BOUWER, H., 1974. " Infiltration-percolation systems ". Symposium on Land Application of Wastewater, University of Delaware Newark, 20, 21 Nov. 1974.

BOUWER, H., CHANEY, R.L., 1974. Advances in Agronomy, 27, 133-176.

BOUWER, H., LANCE, J.C., RIGGS, M.S., 1974 a. Journal WPCF, 46, 844-849.

BOUWER, H., RICE, R.C., ESCARCEGA, E.D., 1974 b. Journal WPCF, 46, 834-843.

BOWMAN, R.A., FOCHT, D.D., 1974. Soil Biol. Biochem, 6, 297-301.

BOYD C.E., 1970. Econ. Bot., 24, 95-103.

BRADFORD, G.R., 1973. Univ. of Calif. Riverside Calif. Private Communication. Cité par PAGE AL., 1974.

BRAUNSCHWEIG, 1974. Abwasserverband Braunschweig. Technische Übersicht. Notice communiquée par l'Association des eaux usées de Braunschweig.

BROADBENT, F.E., 1973. In"Recycling treated municipal waste water and sludge through forest and cropland" ed. SOPPER, W.E., KARDOS, L.T., Pennsylvania State University Press, p. 232-244.

BROCHET, P., GERBIER, N., 1972. Ann. Agron., 23, 31-49.

BROCHET, P., GERBIER, N., 1975. Météo Nat. Monographie n° 65, Paris.

BURFORD, J.R., BREMNER, J.M., 1975. Soil Biol. Biochem., 7, 389-394.

BURGE, W.D., 1974. In " Educational needs associated with utilization of wastewater treatment products on land ". North Cen. Reg. Cong. workshop. Kellag Center. Michig. St. University. East Lansing, Septembre 1974.

CADILLON, M., CHAMLEY, H., PORTIER, J., 1975. Bull. A.F.E.S. n° 3, 163-170.

CAMPBELL, L.B., RACZ, G.J., 1975. Canad. J. Soil Sci., 55, 457-466.

CAMERON, D.G., 1973. Aust. J. Agric. Res., 24, 851-861.

CANTREL, R.P., WILSON, C.N., BECKETT, F.E., CALVO, F.A., 1968. " In Municipal sewage effluent for irrigation. Ed by the Louisiana. Tech. Alumin. found. p. 135-157.

CATROUX, G., GERMON, J.C. , GRAFFIN, Ph., 1974. Ann. Agron., 25, 179-193.

CHANEY, R.L., 1973. Proc. of the Joint Confer. on recycling municipal sludges and effluents in land. July 9-13, Champaign, Illinois, 129-141.

CHRETIEN, J., CONCARET, J., MERE, C., 1974. Ann. Agron., 25, 499-513.

CLAIR, A., 1974. Ann. Agron., 25, 483-497.

CLARK, F.E., KEMPER, W.D., 1967. " In HAGAN, M. et al. Irrigation of Agricultural Lands, American Society of Agronomy. Madison. Wis. p. 471-480.

CULLEY, D.D., EPPS, E.A., 1973. Journal WPCF, 45, 337-347.

CUNNINGHAM, J.D., KEENEY, D.R., RYAN, J.A., 1975. J. Envir. Qual., 4, 448-454.

CZYZYK, F., 1974 a. Wiad. Inst. Melior. Uzytkow Zielonych, 12, 131-147.

CZYZYK, F., 1974 b. Wiad. Inst. Melior. Uzytkow Zielonich, 12, 149-159.

DALE, E.B., CHESNIN, L., 1975. Advances in Agronomy, 27, 305-374.

DARVES BORNOZ, R., LECARPENTIER, C., BESANVAL, G., 1964 et 1965. Etude frequentielle des besoins en eau d'irrigation en France métropolitaine. I- 1964, Tableau (172 p). II- 1965 cartes (11p et 13 cartes). Ed. Ministère de l'Agriculture, Service de l'hydraulique, Aménagement des Eaux.

DARVE-BORNOZ, R., LECARPENTIER, C., SCHERER, J.C., 1979. Etude fréquentielle des besoins en eau d'irrigation 1946-1976. Ministère de l'Agriculture - Direction de l'Aménagement - Service de l'Hydraulique. Août 1979.

DAY, A.D., ABDUL RAHMAN, KATTERMAN, F.R.H., Varon JENSEN, 1974. J. Envir. Qual., 3, 17-19.

DAY, A.D., STOEHLEIN, J.L., TUCKER, T.C., 1972. Journal WPCF, 44, 373-375.

DAY, A.D., TAHER, F.A., KATTERMAN, F.R.H., 1975. J. Envir. Qual., 4, 167-169.

DAY, A.D., TUCKER, T.C., 1959. Agron. J., 51, 569-572.

DAY, A.D., TUCKER, T.C., 1960. Agron. J., 52, 238-239.

DAY, A.D., TUCKER, T.C., VAVICH, M.G., 1962. Agron. J., 54, 133-135.

DAZZO, F., SMITH, P., HUBBELL, D., 1973. J. Envir. Qual., 2, 470-473.

DECROIX, H., 1976. L'irrigation localisée : une nouvelle méthode d'irrigation in Techniques modernes en irrigation. SIMA, Paris, 9.3.76., p. 42-56.

DEGREMONT, 1972. Memento technique de l'eau. Technique et Documentation (1972).

DEVIT, D., LETEY, J., LUND, L.J., BLAIR, J.W., 1976. J. Envir. Qual., 5, 283-288.

DOMMERGUES, Y., COMBREMONT, R., BECK, G., OLLAT, C., 1969. Rev. Ecol. Biol. Sol, 6, 115-129.

DOTSON, G.K., 1973. Constraints to spreading sewage sludge on cropland, News of Envir. Rese. Cincinnati, May 31, 1-4.

DRIVER, C.H., HRUTFIORD, B.F., SPYRIDAKIS, D.E., WELCH, E.B., WOOLDRIDGE, D.D., 1972. Assessement of the effectiveness and effects of land disposal methodologies of waste management. Report U.S. Army Corps of Engineers, p. 146.

DROUINEAU, G., LEFEVRE, G., 1949. Ann. Agron., 19, 518-536.

DUDAS, M.S., PAWLUK, S., 1975. Soil Sci., 55, 239-249.

DUNLOP, S.G., 1968. In Municipal sewage effluent for irrigation. Proced. Louisiana Polytechnic Institute. Edité par WILSON C.W., BECKETT, F.E. RUSTON Louis. p. 107-122.

DURAND, J.H., 1970. L'excès d'eau et ses conséquences sur le rendement des cultures. Etude bibliographique, INRA, Doc. int. 71 p.

DURAND, J.H., 1973. Inform., 276, 39-58.

DUTHION, C., 1972. Bull. Techn. Inform.,273-274, 1071-1076.

DUTHION, C., 1976. Ann. Agron., 27, 207-220.

DUTHION, C., MINGEAU, M., 1976. 27, 221-246.

EDGERTON, B.R., SOPPER, W.E., KARDOS, L.T., 1975. Compost Sci., 16, 20-25.

EDMONDS, R.L., 1976. Appl. Environ. Microbiol., 32, 537-546.

EL AMANI, S., 1976. Coll. Internat. Paris. Cahiers du CENECA, 423, 1-3.

EL BASSAM, N., POELSTRA, P., 1975. Zeischr. Pflanzener. Bodenk., 3, 309-316.

ELLIS, B.G., 1973. The soil as a chemical Filter - Recycling treated municipal waste water and sludge through forest and cropland. SOPPER, W.E., KANDOS, L.T. (ed). Univ. Park Penn State Univ. Press., p. 46-70.

ELLIS, B.G., KNEZEK, B.D., 1972. Adsorption reactions of micronutrients in soils. Chapt. 4 in Micronutrients in Agriculture. Ed.J.J. MORTVEDT, GIORDANO, P.M., LINDSAY, W.L. Soil Sci. Soc. Amer. Inc. Madison, Wisconsin.

ERICKSON, A.E., TIEDJE, J.M., ELLIS, B.E., HANSEN, C.M., 1972. Proc. Cornell Agr. Waste Manage. Conf., p. 405-410.

ESTES, G.O., KNOOP, W.E., HOUGHTON, F.D., 1973. J. Envir. Qual., 2, 451-452.

EVANS, M.R., OWENS, J.D., 1972. J. Gen. Microbiol., 71, 477-485.

FENN, L.B., KISSEL, D.E., 1976. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 40, 394.

FLASH, K.W., 1973. Proc. Joint Confer. on Recycling municipal sludges and effluents on land, Champeign, Illinois; Distr. NTIS, US, 113-119.

FOCHT, D.D., CHANG, A.C., 1975. Adv. Appl. Microb., 19, 153-186.

FOSTER, D.H., ENGELBRECHT, R.S., 1974. In Conference on recycling treated municipal wastewater through Forest and cropland. EPA 660/ 2 - 74 - 003, p. 217-241.

FRITSCHEN, L.J., 1966. Agron. J., 58, 339-342.

GARCIA, J.L., RAIMBAULT, M., JACQ, V., RINAUDO, G., ROGER, P., 1974. Rev. Ecol. Biol. Sol, 11, 169-185.

GERMON, J.C., CATROUX, G., 1977. Colloque Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine, 1-2 mars 1977, BRGM, Orléans, Thème 2, p. 97-110.

G.E.P.P.A., 1966. Groupe d'Etude des Problèmes de pédologie appliquée. Modèle de Marché pour une étude de sols. Ministère de l'Agriculture. Service de l'hydraulique, 20 p.

G.E.R.S.A.R., 1976. Manuel de l'Epandage. III. Choix du site. IV. Etablissement du projet. Document ronéotypé, 20 p.

GILBERT, R.C., GERBA, C.P., RICE, R.C., BOUWER, H., WALLIS, C., MELNICK,J.C., 1976. Appl. Environ. Microbiol., 32, 333-338.

GILBERT, R.G., ROBINSON, J.B., MILLER, J.B., 1973. " Microbiology and nitrogen transformations of a soil recharge basin used for wastewater renovation ". Proceeding of international conference on land for Waste Management OTTAWA, Canada, 1er-3 octobre 1973.

GILMOUR, G.T., MILLER, M.S., 1973. J. Envir. Qual., 2, 145-148.

GIORDANO, P.M., MORTVEDT, J.J., 1976. J. Envir. Qual., 5, 165-168.

GOUNY, P., 1966. Influence de la qualité des eaux d'irrigation sur la production agricole dans le Sud-Est de la France. INRA Rapport interne, 25 pp.

GOUNY, P., 1973. Revue de la Potasse, 5, 1-13.

GOUNY, P., BRACHET, J., 1967. Bull. Techn. Info., 224, 1-9.

GRAS, R., MORISOT, A., 1973. Etude de l'épandage des eaux résiduaires des Industries Agricoles et Alimentaires. Ministère de l'Agriculture et du Développement rural. Direction des Industries Agricoles et Alimentaires. Juin 1973. 19 p.

GRAY, J.F., 1968. In Municipal sewage effluent for irrigation.Proceed. Louisiana Polytechnic Institute. Edité par WILSON, C.W., BECKETT, F.E., RUSTON Louis, p. 49-59.

GUILHON, J., 1975. Rec. Med. Veter, 151, 39-45.

HAGHIRI, F., 1973. J. Envir. Qual., 2, 93-95.

HALLAIRE, M., 1960. Ann. Physiol. Veg., 2, 119-130.

HATCHER, J.T., BOWER, C.A., 1958. Soil Sci., 85, 319-323.

HEINRICKS, D.H., 1970. Can. J. Plant Sci., 50, 435-438.

HENIN, S., GRAS, R., MONNIER, G., 1969. Le profil cultural. L'état physique du sol et ses conséquences agronomiques. 2è ed. MASSON et Cie. pp. 332.

HEUKELEKIAN, H., 1962. Informe sobre el uso de las aguas negras y las superficiales en el valle de MEXICO y la region de EL MEZQUITAL HGO. Commission Hidrologica de la Cuenca del valle de MEXICO. Secretaria de recursos hidrolicos, 1962.

HICKEY, J.L.S., REIST, P.C., 1975 a. Journal W.P.C.F., 47, 2741-2757.

HICKEY, J.L.S., REIST, P.C., 1975 b. Journal W.P.C.F., 47, 2758-2773.

HILDEBRAND, E.E., BLUM, W.E., 1975. Zeitsch. Pflanzener, Bodenk., 3, 279-294.

HUANG, C.Y., BAZZAZ, F.A., VANDERHOEFF, L.N., 1972. Plant Physiol., 54, 122-126.

HUFFMAN, E.W., HODGSON, J.F., 1973. J. Envir. Qual., 2, 289-291.

HUNTER, J.V., KOTALIK, T.A., 1974. In Conference on recycling treated municipal wastewater through Forest and Cropland. EPA. 660/2 - 74-003, p. 6-27.

I.N.R.A. - G.E.P.P.A., 1977. Répertoire national des Etudes Pédologiques (France), 231.

JELINEK, C., 1973. Proc. of the Joint Conference on recycling municipal sludges and effluents on land. July, 9-13, Champaign, Illinois, 215-217.

JOHN, M.K., 1971. Canad. J. Soil Science, 51, 315-322.

JOHNSON, R.D., JONES, R.L., HINESLY, T.D., DAVID, D.J., 1974. Selected chemical characteristics of Soils, forages and drainage water from the sewage farm serving Melbourne, Australia. Préparé pour le " Department of the Army, Corps of Engineers, Janvier 1974.

JOHNSTON, H., 1972. Proc. nat. Acad. Sci. USA, 69, 2369-2372. Cité par BLACKMER, A.M., BREMNER, J.M., 1977. Soil Biol. Biochem, 9, 73-77.

JONES, R.L., HINESLY, T.D., ZIEGLER, E.L., 1973. J. Envir. Qual., 2, 351-355.

JONES, R.L., HINESLY, T.D., ZIEGLER, E.L., TYLER, J.J., 1975. J. Envir. Qual., 4, 509-514.

JONES, J.H., TAYLOR, G.S., 1965. Soil Sci., 99, 301-309.

KARDOS, L.T., SOPPER, W.E., 1973. In " Recycling treated municipal wastewater and sludge through forest and cropland. Pennsylvania State University Press, 1973. pp. 148-163.

KING, L.D., MORRIS, H.D., 1972 a. J. Envir. Qual., 1, 325-329.

KING, L.D., MORRIS, H.D., 1972 b. J. Envir. Quality, 1, 425-429.

KLEIN, D.H., 1972. Environ. Chemistry, 49, 7-10.

KRONE, R.B., 1968. In Municipal sewage effluent for irrigation. Proceedings of the Louisiana Polytechnic Institute. RUSTON Louis. Edité par WILSON C.W., BECKET, F.E., pages 75-106.

KUNKLE, S.H., 1970. In Relationships of Agriculture to soil and water pollution. Cornell University Conference on Agricultural waste Management. P. 49-60.

KUTERA, J. et al., 1970. Rolzn. Nauk Rolnicz. Ser. F.,77, (4), 611-623.

LAAK, R., 1970. Journal W.P.C.F., 42, 1495-1500.

LABERCHE, M., 1976. In Techniques modernes en irrigation. SIMA, Paris, 72-81.

LABONNE, M., 1976. Luzerne et facteurs climatiques. Mémoire ENITA-CTGREF Bordeau pp 342.

LANCE, J.C., WHISLER, F.D., 1972. J. Envir. Qual., 1, 180-186.

LANCE, J.C., WHISLER, F.D., BOUWER, M., 1973. J. Envir. Qual., 2, 345-350.

LANCE, J.C., GERBA, C.P., MELNICK, J.L., 1976 a. Appl. Envir. Microbiol., 32, 520-526.

LANCE, J.C., WHISLER, F.D., 1976 b. Journal W.P.C.F., 48, 346-356.

LANCE, J.C., WHISLER, F.D., RICE, R.C., 1976 c. J. Envir. Qual., 5, 102-107.

LECLERC, H., 1971. T.S.M., L'eau, 66, 389-400.

LEE, K.C., CUNNINGHAM, B.A., MOSER, H.C., LIANG, G.H., 1974. Agr. Abstr. 31.

LEFEVRE, G., 1977. C.R. Acad. France, 63, 887-894.

LIANG, C.N., TOBATABAI,M.A., 1977. Envir. Pollut., 12, 141-147.

LINDSAY, W.L., 1973. Proc. of the Joint Conference on recycling municipal sludges and effluents on land, July 9-13, Champaign, Illinois, 91-96.

LINNMAN, K., ANDERSON, A., NILLSSON, K.O., LIND, B., KJELLSTRÖM, T., FRIBERG, L., 1973. Archiv. Environ. Health, 27, 45-47.

LOSCHE, C.K., CHAVENGSAKSONGKRAM, C., 1974. Agronomy Abstr. 32.

LUND, L.J., ADRIANO, D.C., PRATT, P.F., 1974. J. Envir. Qual., 3, 78-82.

LUND, L.J., PAGE, A.L., NELSON, C., 1976. J. Envir., Qual., 5, 330-334.

LUTRICK, M.C., 1974. Soil Crop Sci. Soc. Fla. Proc., 33, 183-185.

MAERTENS, C., BLANCHET, R., PUECH, J., 1974. Ann. Agron., 25, 575-586.

MARESCA, B., 1977. L'épandage des eaux usées : une technique d'épuration riche de possibilités. Génie Rural, nov-déc. 1977.

MARTEN, J.C., HAMMOND, P.B., 1966. Agron. J., 58, 553-554.

Mc GOWAN, F.M., 1975. Water and land oriented wastewater treatment systems. In water pollution control in low density areas. Ed. JEWEL, W.S., SWAN, R. (Hanover, New Hampshire) 3-14.

Mc MICHAEL, F.C., Mc KEE, J.E., 1965. Waste water reclamation at Whittier Narrows, State water quality control board. State of California. The Ressource Agency, 100p.

MARTIN, J.K., 1975. Soil. Biol. Biochem., 7, 395-399.

MELSTED, S.W., 1973. Proc. of the Joint Confer. on recycling municipal sludges and effluents on land. July 9-13, Champaign., III, 121-128.

MIELKE, L.N., ELLIS, J.R., 1976. J. Envir. Qual., 5, 71-75.

MILLER, R.H., 1973. Proc. J. Conf. on recycling municipal sludges and effluents on land, Jul. 9-13, Champaign, III, 79-90.

MINISTRY OF FOOD, 1954. Analyst, 79, 244.

MITCHELL, R., NEVO, Z., 1964. Appl. Microbiol., 12, 219-223.

MORISSEY, R.F., 1975. Ph. D., Univ. Connecticut, n° 76-1693, p. 153.

MORTVEDT, J.J., GIORDANO, P.M., 1975. J. Envir. Qual., 4, 170-174.

MUIR, J. et al., 1976. Journ. Envir. Qual., 5, 255.

MYTTENAERE, C., MOUSNY, J.M., 1974. Plant and Soil, 41, 65-72.

NEUFELD, R.D., HERMANN, E.R., 1975. Journal W P C F, 47, 311-329.

O C D E, 1969. Réutilisation des Eaux Usées en Allemagne, pp. 31.

O.M.S., 1973. Reuse of effluents : Methods of wastewater treatment and Health Safegnards. W.H.O. Technical report series n° 517. Geneve, 1973.

PAGE, A.L., 1974. Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural lands. A litterature review study. Environ. Prot. Agency, NTIS, U.S. Department of Commerce, 96 p.

PAGE, A.L., BINGHAM, F.T., NELSON, C., 1972. J. Envir. Qual., 1, 288-291.

PAINTER, H.A., 1971. Chemical, physical and biological characteristics of waste and waste effluents in water pollution. In Handbook vol. I. Ed. L.L. CIACCIO New-York., 329-364.

PARIZEK, R.R., 1974. In Conference on Recycling treated Municipal Wastewater through Forest and Cropland, ed. par SOPPER, W.E. et KARDOS, L.T., EPA - 660/2/ - 74-003, mars 1974, p.95-130.

PARIZEK, R.R., LANE, B.E., 1970. J. of Hydrology, 11, 1-21.

PATRICK, W.M.Jr., 1960. Nitrate reduction rates in a submerged soil as affected by redox potential. Trans. 7th International Congress Soil Sci. Madison. Wisconsin, 2, 494-500.

PATTERSON, J.B.E., 1971. Metal toxicities arising from industry. Techn. Bull. 21 : Trace elements in soils and crops.

PATTERSON, J.W., MINEAR, R.D., 1975. Journal W P C E, 47, 362-376.

PENMAN, H., 1948. Proc. Roy. Soc. 193, Londres.

PENNYPACKER, S.P., SOPPER, W.E., KARDOS, L.T., 1967. Journal W.P.C.F., 39, 285-296.

PERIGAUD, S., 1962. C.R. Acad. Agric., 189-194.

PERIGAUD, S., 1965. C.R. Acad. Agric., 1 209-1 220.

PERIGAUD, S., 1967 (a). L'EAU, 11 (spécial), 483-492.

PERIGAUD, S., 1967 (b). Ann. Agron., 18, 485-506.

PERRIER, A., 1975. Ann. Agron., 26, 229-243.

PERRIER, A., ARCHER, P., BLANCO de PABLOS, A., 1974. Ann. Agron., 25, 697-731.

PETERSON, J.R., MAC CALLA, T.M., SMITH, G.E., 1971. Human and animal wastes as fertilizers.
In OLSON R.A., ARMY T.J., HANWAY, J.J., KILMER, V.J. (Ed. : Fertilizer Technology, Soil Sci. Soc. Amer., Madison, Wisconsin).

PICHINOTY, F., 1973. Bull. Inst. Pasteur, 71, 317-395.

POUND, C.E. et CRITES, R.W., 1973 a. Wastewater treatment and reuse by Land Application. Volume II, EPA 660/2-73-006 b. U.S. Environmental Protection Agency.

POUND, C.E., CRITES, R.W., 1973 b. Proc. of the Joint Confer. on recycling municipal sludges and effluents on land. July 9-13, Champaign, III, 49-61.

PRATT, P.F. et al., 1972. J. Envir. Qual., 1, 97-102.

PUECH, J., 1972. Thèse ID, Toulouse.

PUECH, J., HERNANDEZ, M., 1973. Ann. Agron., 24, 437-456.

PUECH, J., LENCREROT, P., HERNANDEZ, M., 1974. Ann. Agron., 25, 659-679.

PUECH, J., MAERTENS, C., FIORAMONTI, S., MARTY, J.R., COUREAU, M., 1968. Ann. Agron., 19, 365-377.

RAI, S.D., MILLER, D.A., MITTLE, C.N., 1971. Agron.J., 63, 331-333.

REED, S. et al., 1972. Wastewater Management by disposal on the land. Cold regions research and Engineering Laboratory, Hanover. New Hampshire. ref AD. 752-132, mai 1972.

REED, S.C., BUZZEL, T., 1975. Land treatment of wastewaters for rural communities in Water pollution control in low density areas. Ed. JEWELL, W.J., SWAN, R., HANOVER, New Hampshire, 23-40.

REMY, J.C., 1977. Colloque protection des eaux sous-terraines captées pour l'alimentation humaine, 1-2 mars 1977, BRGM, Orléans, Thème 2, 271-281.

RENEAU, R.B.Jr, PRETTY, D.E., 1975. J. Envir. Qual., 4, 41-44.

RHOADES, J.D., INGVALSON, R.D., HATCHER, J.T., 1970. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 34, 938-941.

RICE, R.C., 1974. Journal W.P.C.F., 46, 708-716.

RICHARDS, L.A., 1969. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. US Salinity Laboratory Stoff. Agricult. Handbook n° 60. Ed. revue et corrigée. US Dep. Agric.

RIVIERE, J., 1959. Thèse Fac. Sci. Paris, série A n° 3328, 245 p.

RIVIERE, J., 1974. Ann. Agron., 25, 515-533.

ROBECK, G.G. et al., 1964. Journal W.P.C.F., 36, 971-983.

ROBELIN, M., 1962 . Ann. Agron. 13, 493-522.

ROBELIN, M., 1969. Bull. Techn. Inform., 238, 227-230.

ROLLAND, M., 1976. Les Machines à irriguer. In Techniques modernes en irrigation. coll. SIMA. Paris. 9.3.76, 11-34.

ROLFE, G.L., 1973. J. Envir. Qual., 2, 153-157.

ROSMAN, K.J.R., de LAETER, J.R., 1976. Nature, 261, 685-686.

ROSZYK, E., ROSZYK, S., STANISZEWSKA, J., 1974. Roczn. Glebonawcze, 25, 169-178.

ROUTSON, R.C., WILDUNG, R.E., 1970. Ind. Water Eng., 7, 25-27.

RUTTEN, P., 1972. Rev. Bas Rhône Languedoc., 62, 10.

RYAN, J.A., KEENEY, D.R., CUNNINGHAM, J.D., 1974. Agronomy Abstr., 37.

SAUNIER, R., 1966. Ann. Amél. P1, 16, 367-384.

SCHLEINIGER, J., 1972. Rech. Agron. Suisse, 2, 299-307.

SCHWARTZ, W.A., BENDIXEN, T.W., 1970. Journal W.P.C.F., 42, 624-630.

SEABROOK, B.L., 1975. Land application of wastewater in Australia. The Werribee Farm System. Melbourne and Metropolitan Board of works. Victoria. Australia.
U.S. Environmental Protection Agency, Mai 1975.

SENEZ, J.C., 1968. Précis Microbiologie Générale, Ed. Doin. Paris.

SEPP, E., 1971. The use of Sewage for Irrigation. A litterature review. Bureau of Sanitory Engineering. Calif. State Dept. of Public Health (1971).

SERVANT, J.M., 1976. La salinité dans le sol et dans les eaux. Caractérisations et problèmes d'irrigation. drainage. Service d'Etudes des sols, INRA, Montpellier, 310, 27 p.

SHAPIRO, R.E., FRIED, M., 1959. Soil Sci., Soc. Amer. Proc. 23, 195-198.

SMITH, J.M., 1976. J. Envir. Qual., 5, 113-116.

Soil Conservation Service, 1969. Guide for interpreting engineering uses of soils. Unted States Department of Agriculture, 79 p.

SOMMERS, L.E., NELSON, D.W., YOST, K.J., 1976. J. Envir. Qual., 5, 303-306.

SOPPER, W.E., 1971. Envir. Pollut., 1, 262-284.

SOPPER, W.E., 1973. Proc. of the Joint Confer. on recycling municipal sludges and effluents on land. July 9-13, Champaign, III, 143-153.

SOPPER, W.E., KARDOS, L.T., 1973. Recycling treated municipal waste water and sludge through forest and cropland, Pennsylvania State University Press, 1973. 271-294.

SPOTSWOOD, A., RAYMER, M., 1973. Water Pollut. Control, 72, 71-77.

STANFORD, G., CARTER, J.N., SMITH, S.J., 1974. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 38, 99-102.

STANFORD, G., VAN DER POL, R.A., DZIENIA, S., 1975. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 39, 284-289.

STEWART, N.E., BEAUCHAMP, E.G., CORKE, C.T., WEBBER, L.R., 1975. Can. J. Soil Sci., 55, 287-294.

STOPEL, W., BECHSTADT, O., SCHWARZ, K., 1975. Arch. Acker. Pflanz. Bodenk., 19, 577-586.

SUTTON, D.L., ORNES, W.H., 1975. J. Envir. Qual., 4, 367-370.

THOMANN, Ch., PORTIER, J., 1976. Les possibilités d'utilisation des eaux usées en Agriculture. Colloque CENECA. Paris. mars 1976.

THOMAS, R.E., JACKSON, K., PENROD, L., 1974. Feasibility of overland flow for treatment of raw domestic wastewater. E.P.A. 660/2. 74.087. Décembre 1974.

THOMAS, R.E., SCHWARTZ, W.A., BENDIXEN, T.W., 1966. Soil Sci. Amer. Proc. 30, 641-646.

TILSTRA, J.R., MALUEC, K.W., LARSON, W.C., 1972. Journal W.P.C.F., 44, 796-805.

THORNTHWAITE, C.W., 1948. Géog. Rev., 38, 55-94.

TOFFLEMIRE T.S., 1977. Journal W.P.C.F., 49, 1087-1094.

TOUCHTON, J.T., KING, L.D., BELL, H., MORRIS, H.D., 1976. J. Envir. Qual., 5, 161-164.

TRUESDALE, G.A., 1967. J. Inst. Water. Polut. Contr., 4, 1-16.

TURC, L., 1961. Ann. Agron., 12, 13-49.

TURC, L., GOBILLOT, Th., HLAVEK, R., 1963. Bull. Tech. Génie Rural n° 60. 20 p.

TURNER, M.A., 1973. J. Envir. Qual., 2, 118-119.

UNDERWOOD, E.J., 1971. Trace elements in human and animal nutrition, Ed. Acad. Press New-york, London, 544 pp.

U.S. Environmental Protection Agency
U.S. Army Corps of Engineers
U.S. Department of Agriculture
1977, EPA 625/1 - 77 - 008
COE EM 1110-1-501
Process design manual for land treatment of municipal wastewater

U S D A, 1969. Voir à Soil Conservation Service 1969.

WAGNER, G.M., 1962. Soil Sci, 94, 379-386.

VALIELA, I., TEAL. J.M., SASS, W.J., 1975. J. Applic. Ecol., 12, 973-981.

VAN DONSEL, D.J., GELDREICH, E.E., CLARKE, N.A., 1967. Appl. Microbiol.,15, 1362-1370.

VLAMIS, J., EMERTON WILLIAMS, D., 1971. California Agriculture, 25, 7-9.

VOGT, J.E., 1961. Cité par FOSTER et al.,1974.

WELLS, N., 1973. Geoderma, 10, 123-130.

WILLIAMS, C.H., DAVID, D.J., 1976. Soil Sci., 121, 86-93.

WILLIAMSON, R.E., KRIZ, G.J., 1970. Trans. ASAE, 13, 216-220.

WOLDENDORP, I.W., 1968. Stickstoff, 12, 32-46.

ZWARUM, A.A., 1973. J. Envir. Qual., 2, 353-355.

2 - DONNEES TECHNIQUES GENERALES

2.1. Formules d'évapotranspiration potentielle les plus utilisées (d'après BROCHET et GERBIER 1975)

THORNTHWAITE

$$ETP = 16 \left(\frac{10 - T}{I}\right)^a \cdot F(\lambda)$$

1er facteur = ETP non corrigée en mm où :

T = température moyenne pendant la période considérée (mois)

I = indice thermique annuel

I = Σ i, avec i (indices mensuels) fonction de la température de la période (mois), (dans une table)

a = fonction complexe de I :

Une 2ème table donne directement ETP non corrigée en fonction de I et T.

2ème facteur dit de correction, fonction de la latitude : dans une 3ème table.

Mode de calcul, à partir d'un tableau comportant, en colonnes, les 12 mois (et le total) et, en lignes, successivement : la température moyenne, l'indice i (table), l'ETP non corrigée (table), la correction (table) et l'ETP.

Données climatiques nécessaires : les températures
supposé connue : la latitude.

TURC

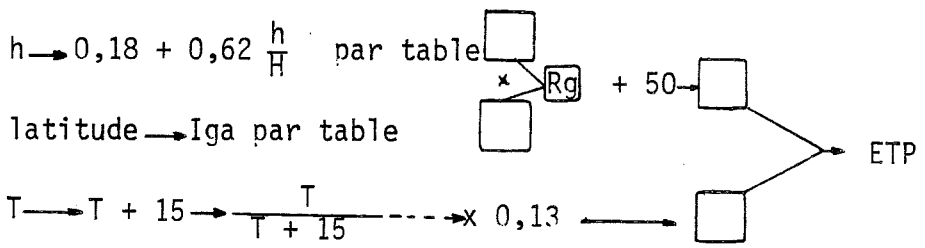
$$ETP = 0{,}13 \frac{T}{T + 15} (Rg + 50)$$

ETP en mm par décade

T = température moyenne au cours de cette période

Rg = radiation solaire globale, évaluée à partir de la durée d'insolation h, de la durée astronomique moyenne du jour H et de la radiation solaire directe moyenne en l'absence d'atmosphère,
Iga, f (latitude) $\longrightarrow$ $Rg = Iga \left(0{,}18 + 0{,}62 \frac{h}{H}\right)$

Mode de calcul



Données climatiques nécessaires : températures
insolation

connaissance de la latitude

BOUCHET (Piche corrigé)

$$\boxed{ETP = \alpha\ Ep\ (1 + \lambda\ \theta)}$$

ETP en mm/j

$\alpha = \alpha' K$

K : spécifique du type d'abri
1 abri en bois grand modèle
1,30 abri plastique grand modèle
1,35 abri agrométéorologique
1,10 abri plastique petit modèle

α : fonction de l'aridité
cartes de α moyen mensuel pour K = 1
augmente du Sud au N.O. : 0,25 à 0,52
(en juillet) est le plus faible dans les mois les plus chauds (0,34 en juillet contre 0,40 en avril).

Ep mm/j : évaporation mesurée au Piche sous l'abri adopté

θ : indice héliothermique

$$\theta = \frac{t_{rosée} + t_{moyen.}}{2} \quad \text{ou} \quad = \frac{3t_{mini} + t_{maxi}}{4}$$

Conduite des calculs

Choix du coefficient α : α' : cartes
K : type d'abri
} α

Ep mesuré → × Ep

Calcul θ et lecture de $(1 + \lambda\theta)$ sur table → $1 + \lambda\theta$

→ ETP/j

Relevés nécessaires températures
Evaporomètre Piche (attention à son installation et aux mesures).

BROCHET et GERBIER 1974 (bilan énergétique simplifié)

$$\boxed{ETP = m\ Rg + p.\ F(t, tn, \pm \lesseqgtr)}$$

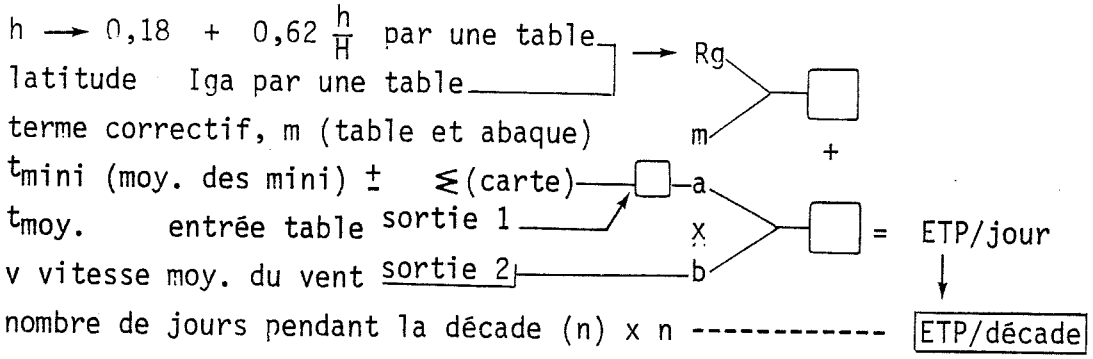
m : coefficient variant avec la date (décade) et la latitude (dans table et abaque) *

Rg : même terme que celui de la formule de TURC

* Les tables sont fournies dans la publication suivante : BROCHET P., GERBIER N., 1975 - L'évapotranspiration. Aspect agrométéorologique. Météo. Nat. Monographie n° 65 Paris

p. F (t, t mini, $\pm \lessgtr$) : terme faisant intervenir la vitesse moy. du vent v, la température moyenne t, la moyenne des mini et un terme correctif (0,5 ou $\pm$ 1) fonction de la région (fourni par une carte).
Une table d'entrée sur t_m à 2 sorties, t_{mini} et v, donne 2 chiffres a, b.

Conduite des calculs



Relevés nécessaires

durée d'insolation (information régionale)

températures maxima et minima

vitesse du vent, donnée par un chronototaliseur de vent ou, à défaut, adopter les moyennes régionales des stations les plus proches ou, à défaut les valeurs suivantes :

2 m/sec vent très faible
4 m/sec vent habituel
6 m/sec vent fort

2.2. La valorisation de l'irrigation

2.2.1. Le déficit de rendement

a) Effet global

Lorsque l'alimentation en eau est réduite par rapport à l'ETR_M, la plante oppose une résistance à l'évaporation de l'eau à travers ses feuilles par la fermeture de ses stomates. Le déficit de photosynthèse nette qui s'ensuit tend à réduire le rendement en M.S. proportionnellement au degré de satisfaction des besoins en eau, exprimé par le rapport ETR/ETM (ROBELIN 1962).

Mais toutes les plantes n'ont pas, sous le même climat, leur rendement également affecté par la même sècheresse : le maïs, le ray-grass d'Italie sont relativement beaucoup plus touchés que le sorgho-grain et le tournesol (60-65 % chez les premiers contre 20-25 % chez les seconds pour un rapport ETR/ETM de 0,6) ; le soja, la luzerne, la fétuque occupent des situations intermédiaires (PUECH, MAERTENS, 1974).

b) Périodes critiques

La loi de proportionnalité entre rendement et transpiration n'est pas toujours étroitement confirmée à l'échelle de la vie entière de la plante et, surtout, du produit agricole recherché.

Des sècheresses intervenant pendant la période végétative de la plante sont généralement compensées du moins si elles ne sont ni trop fortes, ni trop longues, par un regain de croissance ultérieure. C'est le cas de la betterave à sucre (ROBELIN, MINGEAU ; 1970).

Ce phénomène de rattrapage se traduirait même, chez le lin, par un rendement accru (de PARCEVAUX, 1976).

Une contrainte hydrique pendant le cycle de reproduction de la plante a des effets plus marqués sur le rendement. Mais la période critique de sensibilité maxima à la sècheresse est plus ou moins longue et le déficit de rendement plus ou moins accusé selon les plantes (de PARCEVAUX, 1976) : la fèverole, le colza de printemps, le tournesol ne présentent pas de périodes critiques nettes et accusées (MERIAUX 1972, MINGEAU 1974, ROLLIER 1970). A l'opposé, le maïs-grain est extrêmement touché par une sècheresse de courte durée au cours de la différenciation des fleurs femelles (ROBELIN 1963). Le soja est relativement moins atteint mais sa sensibilité est étalée sur toute sa floraison (MINGEAU 1975). Le sorgho est affecté par une courte sècheresse entre le gonflement et le stade pâteux du grain, mais aussi par un déficit d'alimentation en eau prolongé jusqu'à la fin de la floraison et qui empêche la différenciation échelonnée de nouvelles ébauches florales (LANGLET 1973).

2.2.2. Valorisation de l'irrigation

a) Au niveau du pays

Les caractéristiques climatiques moyennes, ETP d'une part et ETP-P d'autre part, induisent des potentialités agricoles régionales différentes (TURC 1972), qui peuvent être d'autant plus améliorées par l'irrigation que la sècheresse est plus marquée (carte du rapport des indices de potentialité agricole, avec et sans irrigation, TURC, Doc. non publié). Cependant, si le Midi Méditerranéen et, à un degré moindre, la région toulousaine et le Centre Ouest ont, moyennement, plus besoin d'eau qu'ailleurs, des irrigations dites de complément sont parfaitement valables, certains étés secs, dans le Nord ou en Bretagne...

b) Efficience de l'eau selon les cultures

L'efficience de l'eau, c'est-à-dire la quantité de matière sèche produite par unité de volume d'eau (Kg/m3) dépend et du climat de l'année et de la plante, elle peut être appréciée en fonction de différentes productions (MARTY et al, 1976) :

1 - Production totale de M.S. (ex : fourrages)

Les irrigations sont, en moyenne sur plusieurs années, d'autant mieux valorisées que les plantes sont plus sensibles à la sècheresse ; donc mieux par les cultures à croissance potentielle d'été intense (maïs, sorgho) que par les fourrages traditionnels (ray-grass, fétuque, luzerne), le soja et le tournesol.

Cependant l'efficience de l'eau est fonction des conditions climatiques de l'année. Globalement, elle est d'autant plus faible que la demande climatique de l'année est plus élevée, mais elle dépend des cultures : elle est fortement réduite avec le sorgho en années froides et humides et, au contraire, limitée, sur fétuque, en année très chaude.

2 - Production de grains

L'eau favorise différemment le grain et l'appareil végétatif selon les plantes : chez le tournesol et le soja, c'est la M.S. totale qui est la mieux valorisée. C'est le grain chez le maïs.

3 - Qualité du produit

L'irrigation, par exemple, diminue la teneur en protéines des parties aériennes du maïs, de la fétuque, du sorgho . Elle l'augmente sur le tournesol, le soja, la luzerne.

La teneur en huile des graines de tournesol est un peu augmentée, elle est diminuée chez le soja.

c) Applications pratiques

Toutes ces considérations permettent d'orienter le choix des cultures et éventuellement de décider d'un ordre de priorité dans les irrigations. L'optimum économique peut être différent de l'optimum technique.

Un rationnement optimal est à rechercher et tient compte des réserves en eau du sol par rapport aux besoins de la plante (PUECH, MAERTENS, 1974).

D'autres valorisations de l'eau sont encore à considérer :

. amélioration des conditions d'implantation des petites graines.

. intensification possible des systèmes de culture.

. possibilités de cultures dérobées et d'engrais verts.

BILBIOGRAPHIE

LANGLET A., 1973 - Ann. Agron., 24, 307 - 308

MARTY J.R., PUECH J., HERNANDEZ M., HILAIRE A. ; 1976 -
Production végétale en système de culture irriguée ou non et répercussions sur les équilibres hydriques pluriannuels des sols. Cahiers CENECA n° 428

MERIAUX S. ; 1972 - Ann. Agron. 23, 533-546

MINGEAU M. ; 1974.- Inform. Tech. CETIOM n° 36, 1-11

MINGEAU M. ; 1975 - Inform. Tech. CETION n° 47, 1-14

de PARCEVEAUX S. ; 1976 - Conditions rationnelles d'apport d'eau aux plantes cultivées. Techniques modernes en irrigation. n° 47 S.I.M.A. Paris

PUECH J., MAERTENS C., 1974 - Agrochimica, 18, 223-230

ROBELIN M. ; 1962 - Ann. Agron., 13, 493 - 522

ROBELIN M. ; 1963 - Contribution à l'étude du comportement du maïs-grain vis-à-vis de la sècheresse. Journ. intern. irrigation. Ed. AGPM Pau 69-76

ROBELIN M., MINGEAU M. ; 1970 - Alimentation en eau et croissance de la betterave Sonderdruck ans der Zeitschrift Ed I.I.R.B. Tienen, Belg. 71-86.

ROLLIER M. ; 1970
Besoins en eau du tournesol. CETIOM note n° 47 9 p.

TURC L. ; 1972 - Sci. Sol, 2, 81-101

3 - LISTE ET ADRESSES DES AUTEURS DE L'ETUDE

Cette liste est donnée par ordre alphabétique. Elle indique les chapitres rédigés par les différents auteurs et permet donc au lecteur qui souhaiterait trouver des renseignements sur un point précis de s'adresser directement au spécialiste "ad oc".

M. CADILLON M., Société du Canal de Provence
Service Protection du Milieu Naturel
B.P. 392 Le Tholonet
13603 AIX-EN-PROVENCE CEDEX
Tél : (42) 23.98.50

Aspects pratiques de l'épandage
Etudes détaillées de cas

M. CATROUX G., I.N.R.A.
Laboratoire de Microbiologie des sols
B.V. 1540
21034 DIJON CEDEX
Tél : (80) 65.30.12

Coordination de l'étude (avec Melle THOMANN)
Efficacité épuratrice du sol pour le carbone
Agents pathogènes

M. FAVROT J.C., I.N.R.A.
Service d'Etude des sols
Centre de recherches de Montpellier
9, place Viala
34060 MONTPELLIER CEDEX
Tél : (67) 63.12.75

Inter-actions sol-minéraux
L'utilisation du sol et ses contraintes - aptitude des sols à l'épandage
Etudes préalables et contrôles d'épandages

M. GERMON J.C., I.N.R.A.
Laboratoire de Microbiologie des sols
B.V. 1540
21034 DIJON CEDEX
Tél : (80) 65.30.12

Efficacité épuratrice pour l'azote

M. JUSTE C. , I.N.R.A.
Station d'Agronomie
Domaine de la Grande Ferrade - Pont de la Maye
33140 VILLENAVE D'ORNON
Tél : (56) 87.03.00

Teneurs des eaux résiduaires en micro-éléments (métaux lourds)
Contraintes dues à l'apport de micro-éléments (métaux lourds)

M. MORISOT A., I.N.R.A.
Station d'Agronomie et de Physiologie végétale
41, boulevard du Cap
06602 ANTIBES
Tél : (93) 61.55.60
Valeur fertilisante des eaux résiduaires

Mme PERIGAUD S., I.N.R.A.
149, rue de Grenelle
75341 PARIX CEDEX 07
Tél : 550.32.00
L'utilisation de l'eau par les cultures
Contraintes dues à l'apport de minéraux (macro-éléments)
Salinisation, sodisation

M. PORTIER J., Société du Canal de Provence
Service Protection du Milieu Naturel
B.P. 392 Le Tholonet
13603 AIX-EN-PROVENCE CEDEX
Tél : (42) 23.98.50
Recherche de documents
Visites de réalisations américaines

M. SERVANT J.M., I.N.R.A.
Centre de recherches agronomiques des
Antilles et de la Guyane
Domaine Duclos
97170 PETIT BOURG (Guadeloupe)
Tél : 85.20.40
Contraintes dues à l'apport de minéraux (macro-éléments)
Salinisation,sodisation

Melle THOMANN Ch., Société du Canal de Provence
Service Protection du Milieu Naturel
B.P. 392 Le Tholonet
13603 AIX-EN-PROVENCE CEDEX
Aspects pratiques de l'épandage
Etudes détaillées de cas
Coordination de l'étude (avec G. CATROUX)