



Le rôle épuratoire des Taillis à Très Courte Rotation de saules

1. Introduction

Le Taillis à Très Courte Rotation (TTCR) est une culture pérenne (durée de vie : 20-25 ans) d'espèces ligneuses plantées à très haute densité (> 15 000 pieds/ha) destinée à la production de bois-énergie. Le qualificatif « Très Courte Rotation » trouve son origine dans la fréquence des récoltes : tous les 2 à 3 ans. La biomasse produite est une source d'énergie renouvelable, qui peut, par exemple, être utilisée en substitution au fioul pour le chauffage. Chaque hectare de TTCR de saules brûlé permet ainsi d'économiser environ 3500 L à 4500 L de fioul par an.

Les premières expérimentations menées sur les TTCR ont été initiées en Suède, en réponse à la crise pétrolière des années 1970. Dans le cadre d'une politique forte de développement des énergies renouvelables, ces expérimentations avaient pour objectif de remplacer les énergies fossiles par de nouvelles sources d'énergie. Les recherches alors conduites sur la biologie et l'écologie de divers genres à croissance rapide (*Alnus*, *Betulus*, *Populus*, *Salix*) ont conclu que les saules, cultivés sur un modèle intensif, étaient les plus performants en termes de productivité (DIMITRIOU, 2005). Plus tard, le TTCR de saules a été utilisé pour l'épuration des eaux usées et la phytoremédiation des sols pollués (métaux lourds).

En Suède, la pérennité d'une production de biomasse satisfaisante a rapidement nécessité la fertilisation des TTCR de saules. L'épandage de boues de station d'épuration et la fertirrigation par des effluents prétraités ont alors été envisagée dans une logique à la fois économique (par comparaison à une fertilisation minérale conventionnelle) et environnementale (valorisation des déchets). L'épandage de boues de station d'épuration ou la fertirrigation par des eaux usées a alors conduit à des rendements 2 à 3 fois plus importants que pour des situations sans apports (LABRECQUE & TEODORESCU, 2001 ; ADEGBIDI *et al.*, 2001).

A l'heure actuelle, la culture du TTCR de saules occupe 16000 ha du territoire national suédois et combine systématiquement la production de biomasse à la valorisation de divers types d'effluents. Le cas de la station d'épuration d'Enköping est l'exemple suédois le plus souvent évoqué. A Enköping, 75 ha de TTCR de saules sont fertirrigués par les eaux d'égouttage des boues et produisent environ 9t(MS)/ha/an.

En Europe, d'autres pays – tels que le Danemark, l'Angleterre, la Belgique, la Finlande, l'Estonie et maintenant la France – ont également développé la culture du saule en TTCR, en mettant en avant sa fonction épuratoire.

Dans le Grand Ouest français, le programme Wilwater, initié en septembre 2004, avait pour objectif, en trois ans et sur 100 ha, de démontrer l'intérêt du TTCR de saules pour la valorisation des boues de station d'épuration ou des eaux usées prétraitées. Cette synthèse présente les résultats de l'expérimentation mise en place, dans le cadre du programme Wilwater, sur une douzaine de sites choisis pour la diversité des apports qui pouvaient y être réalisés.

2. Le TTCR de saules comme filtre végétal : le concept

C'est d'une faible profondeur d'enracinement, associée à une haute densité de plantation, dont découle l'application du concept de filtre végétal au TTCR de saules. Environ 80% du chevelu racinaire du saule se localise à moins de 40 cm de profondeur (RYTTER & HANSSON, 1996 ; CROW & HOUSTON, 2004). La haute densité de plantation permet alors la constitution d'un chevelu racinaire dense sur l'ensemble de la surface occupée par la culture. Le concept de filtre végétal a été appliqué au TTCR de saules par de nombreux scientifiques, en particulier pour le traitement des composés organiques et l'absorption des nutriments et de certains métaux lourds apportés par divers effluents (PERTTU & KOWALIK, 1997 ; ARONSSON, 2001).

Sur l'ensemble des sites retenus dans le programme Wilwater, les saules ont été plantés en doubles rangs espacés de 1,5 m. Les deux rangs d'un double rang ont été espacés de 75 cm l'un de l'autre. Dans le cas de la fertirrigation par des eaux usées, un système d'irrigation au goutte à goutte a été enterré entre les deux rangs d'un double rang sur deux.

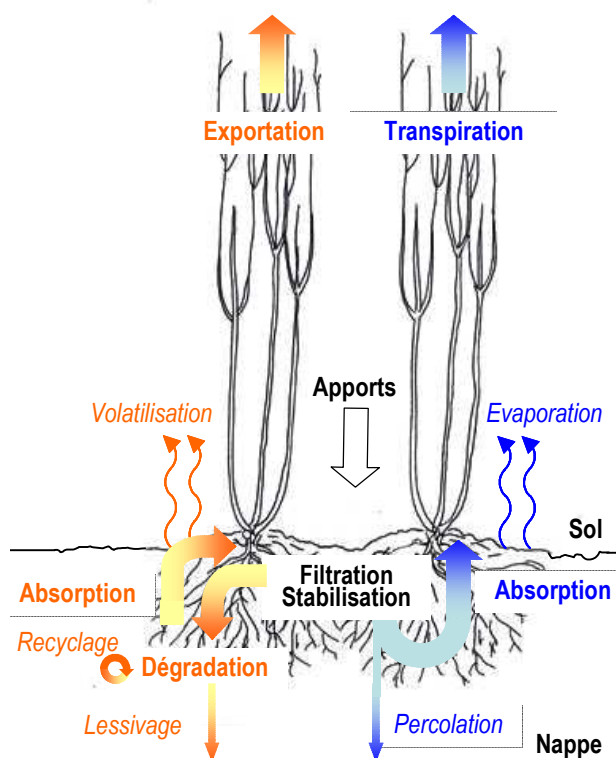


Figure 1 : Cycles de l'eau et des nutriments dans un TTCR

Plus qu'un filtre végétal, le système {sol-saule} peut être défini comme un « réacteur biologique » (JOSSART *et al.*, 1999), siège de nombreux processus écologiques :

- Les particules de sol et le système racinaire du saule retiennent et stabilisent les matières en suspension apportées par l'effluent.
- La faune du sol (lombrics, petits arthropodes, collemboles, bactéries, champignons) dégrade les matières organiques préalablement retenues.
- Le saule absorbe l'eau et les nutriments apportés sous une forme directement assimilable par l'effluent ou issus de la dégradation des matières organiques.

En résumé, la faune du sol dégrade les effluents apportés sur le taillis, les particules du sol régissent alors la disponibilité des nutriments pour le saule et le saule absorbe tout ou partie (en fonction de la dose) des éléments nutritifs apportés par l'effluent.

Le saule présente un certain nombre d'avantages à être cultivé en taillis fertirrigués ou fertilisés par des boues de station d'épuration. Les principaux avantages sont :

- Une longue saison de végétation ¹ et donc de prélèvement d'éléments nutritifs au niveau du sol
- Un système racinaire pérenne qui limite le lessivage hivernal d'azote (ARONSSON, 2001)
- Une forte évapotranspiration ² (MARTIN & STEPHENS, 2006) et une tolérance du système racinaire à une anoxie légère et prolongée (JACKSON & ATTWOOD, 1996) qui permettent une irrigation quotidienne importante
- Une consommation de luxe en certains éléments dont l'azote (ADEGBIDI *et al.*, 2001 ; KLANG-WESTIN & PERTTU, 2002 ; WEIH & NORDTH, 2002)
- Une plantation possible sur jachère non rotationnelle et une longue durée de vie qui assurent un débouché à long terme pour l'épandage de boues de station d'épuration
- Un épandage de boues de station d'épuration possible à des périodes inadéquates pour les cultures conventionnelles (été).
- Une culture non-alimentaire, limitant le risque de contamination de la chaîne alimentaire humaine par des substances non désirées contenues dans les effluents apportés aux TTCR (métaux lourds)

¹ Habituellement définie par des températures extérieures supérieures à 5°C.

² supérieure à l'ETP de référence de PENMAN en été (PERTTU, 1999) : $ETP(\text{saule}) = (1,1 \text{ à } 1,8) \times ETP(\text{PENMAN})$

3. Des effluents d'origines diverses et de compositions variées

Dans le cadre du programme Wilwater, la démonstration de l'intérêt épuratoire du TTCR de saules porte sur une dizaine de sites choisis pour la diversité des apports qui pouvaient y être réalisés :

- Eaux d'origine industrielle : lixiviats de centre d'enfouissement technique (site n°1), eaux provenant d'une usine de transformation de poisson (site n°2), eaux provenant d'une usine d'épuration (site n°3).
- Eaux issues de l'assainissement collectif des eaux usées domestiques, fertilisées sur TTCR de saules pour traitement secondaire (sites n°4) et pour traitement tertiaire (site n°5).
- Eaux d'origine agricole : lisier porcin prétraité (traitement biologique ; site n°6).
- Boues de station d'épuration liquides (sites n°7 à n°10).

Les effluents industriels (sites n°1, n°2 et n°3) et l'effluent agricole (site n°6) sont caractérisés par un déséquilibre en phosphore (excès moyen) et en potassium (fort excès) qui les éloignent du ratio optimal en macronutriments – N/P/K = 100/14/72 – habituellement préconisé dans l'apport (Tableau 1) (PERTTU & KOWALIK, 1997). Un excès de potassium dans le sol ($K_2O/MgO > 3$) pourrait provoquer une carence en magnésium pour le saule. Les effluents industriels sont également marqués par une RAS³ élevée. L'irrigation d'une eau au RAS > 10 est déconseillée (HALLETT *et al.*, 2002). Le sodium apporté en excès pourrait engendrer une déstructuration progressive du sol. Enfin, les effluents industriels présentent un rapport DCO/DBO₅ révélant une charge en matières organiques difficilement biodégradables (DCO/DBO₅ > 3). Sur les paramètres connus, les effluents domestiques (site n°4 et n°5) de petite collectivité sont bien équilibrés.

Tableau 1 : Composition des eaux usées fertilisées sur les sites du programme Wilwater

Site	Apports m ³ /ha	pH	DCO mg(O ₂)/L	DBO ₅ mg(O ₂)/L	DCO/ DBO ₅	Azote total Kjeldahl mg/L	Nitrate mg/L	Phosphore mg/L	Potassium mg/L	N/P/K	Calcium mg/L	Magnésium mg/L	Sodium mg/L	RAS
n°1	668	8,0	670	6	112	47	68	6	530	100/10/840	52	37	507	13
n°2	4315	8,5	152	29	5	12	14	7	46	100/36/242	29	8	128	5
n°3	1526	8,6	75	5	15	5	11	2	42	100/18/476	36	5	630	26
n°4	884	7,6	556	300	2	91		16		100/12				
n°5	1331	7,5	57	41	1	40	2	7		100/12				
n°6	1628					239	< 1	87	1922	100/37/804				

Les boues de station d'épuration sont caractérisées par un déséquilibre en phosphore (excès moyen) et en potassium (fort déficit) qui les éloignent du ratio optimal en macronutriments – N/P/K = 100/14/72 – habituellement préconisé dans l'apport (Tableau 2). Compte tenu de ce déséquilibre, le dimensionnement du plan d'épandage est contraint par le phosphore ; il ne peut pas être uniquement basé sur l'azote. Par ailleurs, par comparaison à la fertilisation par des eaux usées, l'inconvénient que présente l'épandage de boues pour la production de biomasse est lié à l'absence d'eau dans l'apport.

Tableau 2 : Composition des boues de station d'épuration épandues sur les sites du programme Wilwater

Site	Apports t(MS)/ha	pH	Matière sèche %	Azote total Kjeldahl g/kg(MS)	Phosphore g/kg(MS)	Potassium g/kg(MS)	N/P/K	Calcium g/kg(MS)	Magnésium g/kg(MS)
n°7	1,7	12,5	2,8	80	39	4	100/48/4	347	5
n°8	2,5		2,5	83	51	8	100/61/10		
n°9	11,8	7,3	5,4	71	27	8	100/39/11	37	3
n°10	1,8	7,4	4,5	96	30	13	100/31/14	32	6

³ Rapport d'Adsorption du Sodium (Sodium Adsorption Rate) = $\frac{[Na^+]}{\sqrt{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])}}$ où [Na⁺], [Ca²⁺] et [Mg²⁺] sont en mmol/L

4. Les principaux enseignements du programme Wilwater

4.1. Estimations de rendements

Les estimations de rendements, obtenues par méthode destructive en août 2007, prévoient des productions annuelles moyennes de 8,4 t(MS)/ha/an pour l'ensemble des six sites fertilisés, de 5,3 t(MS)/ha/an pour l'ensemble des quatre sites recevant des boues de station d'épuration et de 7,2 t(MS)/ha/an pour les deux sites ne recevant aucun apport. Soulignons que la production annuelle à l'issue de la première saison de croissance a été estimée à moins de 1,5 t(MS)/ha pour la plupart des sites. Sur le site n°12 (sans apports), la production annuelle du taillis avait été plus que doublée entre la première récolte (3,6 t(MS)/ha/an) et la deuxième (8,8 t(MS)/ha/an). Le faible rendement obtenu en première récolte a été attribué à une mauvaise gestion de la végétation compagne au cours de la toute première saison de croissance du saule.

Les rendements estimés en août 2007 (sites n°1, n°3, n°4, n°5, n°6, n°7, n°9, n°10, et n°11) et les quelques rendements mesurés lors des récoltes (sites n°2, n°8 et n°12) sont faibles par rapports aux rendements théoriques de 8-10 t(MS)/ha/an pour des TCCR fertilisés par des boues et de 10-12 t(MS)/ha/an pour des TCCR fertilisés (Figure 2). Deux raisons majeures ont été évoquées : (1) la saison de croissance n'était pas terminée au moment des estimations de rendements (août 2007), et (2) les rendements mesurés ont été obtenus sur les deux premiers cycles de récolte alors que le rendement augmente jusqu'à la troisième récolte et se stabilise aux suivantes.

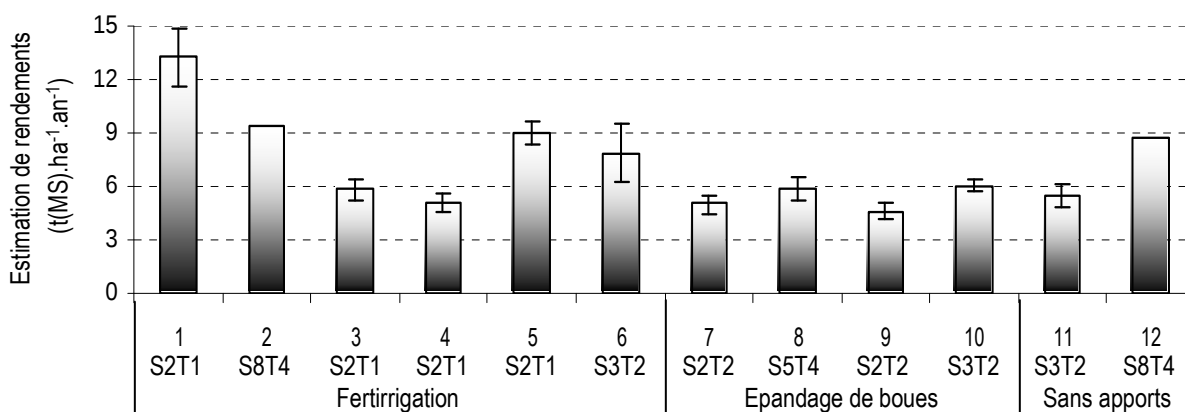


Figure 2 : Estimations de rendements en fonction du type d'effluent apporté (août 2007). (Moyennes $\pm$ erreurs standards, $n = 18$ à 36) – (Site n°1 : lixiviats de décharge, site n°2 : eaux agroalimentaires, site n°3 : eaux d'équarrissage, site n°4 : eaux domestiques (traitement secondaire), site n°5 : eaux domestiques (traitement tertiaire), site n°6 : lisier porcin, sites n°7 à n°10 : boues de station d'épuration, sites n°11 et n°12 : sans apports) – (« SxTy » fait référence à l'âge des Souches (x ans) et des Tiges (y ans) au moment des estimations de rendements ou des récoltes) – (Dans le cadre du programme Wilwater, quatre variétés de saule (Björn, Olof, Tora, Thorild) ont été plantées en mélange sur chaque site. L'effet variétal est écarté dans les estimations de rendements)

4.1.1. Fertilisation par des eaux usées

Sur les sites fertilisés par des eaux usées, le rendement moyen estimé (8,4 t(MS)/ha/an) est faible, et résulte d'une importante variabilité entre les sites. Sur les sites n°3 et n°5, les faibles estimations des rendements seraient principalement liées à des caractéristiques pédologiques défavorables de la parcelle ainsi qu'à une compétition mal maîtrisée entre le saule et la végétation compagne au cours de la première saison de croissance du saule. Sur l'ensemble des six sites fertilisés, un rendement de 12 t(MS)/ha/an est attendu dès la deuxième récolte sauf sur les sites n°4 et n°1. Sur le site n°4, les saules implantés sur les doubles rangs irrigués n'ont pas repris leur croissance à l'issue du premier hiver. Sur le site n°1 le rendement estimé à plus de 16 t(MS)/ha/an sur l'une des deux parcelles du site est espéré être maintenu au cours des récoltes futures.

En règle générale, une différence significative de productivité a été observée entre les doubles rangs irrigués et non irrigués, sauf sur les sites fertilisés par les eaux domestiques.

- Sur les sites fertilisés par les effluents industriels (sauf dans le cas de la fertilisation par des lixiviats de décharge) et par le lisier porcin, cette différence est au profit des doubles rangs **non irrigués**. Soulignons que dans le cas de la fertilisation par le lisier porcin, les saules implantés sur les doubles rangs irrigués n'auraient pas survécu à l'apport massif de nitrite consécutif à un dysfonctionnement de la station biologique de prétraitement.

L'épandage de nitrite en plein champ peut occasionner d'importantes brûlures sur la végétation (VAN DEN HENDE, 1950).

- Dans le cas du site fertilisé par des lixiviats de décharge, cette différence est au profit des doubles rangs irrigués, sur lesquels le rendement estimé était 2 à 3 fois supérieur à celui des doubles rangs non irrigués.

4.1.2. Epandage de boues de station d'épuration

Sur les sites fertilisés par des boues de station d'épuration, les rendements estimés sont faibles et relativement homogènes. Sur ces sites, compte tenu d'un apport minime d'eau par les boues de station d'épuration, un rendement de seulement 8 t(MS)/ha/an est attendu dès la deuxième récolte. Sur le site n°8, le faible rendement obtenu à la première récolte (5,8 t(MS)/ha/an) a été en partie attribué à l'âge des saules (4 ans) au moment de la récolte. Au-delà de trois années de croissance, la production annuelle de biomasse tend à diminuer (BULLARD *et al.*, 2002).

4.2. Composition chimique de la biomasse ligneuse

La teneur en matière sèche (MS) des tiges de saules fertilisés est significativement inférieure à la teneur en MS des tiges de saules concernés par l'épandage de boues de station d'épuration ou ne recevant aucun apport (Tableau 3) ; observation relayée par la communauté scientifique internationale (WEIH & NORDTH, 2002). Entre autres différences significatives, les teneurs en azote et en potassium des tiges de saules fertilisés sont significativement supérieures aux teneurs en azote et en potassium des tiges de saules concernés par l'épandage de boues de station d'épuration ou ne recevant aucun apport. C'est ici la capacité d'une consommation de luxe, de l'azote en particulier, qui est mise en lumière. Dans le cas du phosphore, la consommation de luxe n'a, par contre, pas été observée. Aucune différence de teneurs en éléments dans les tiges entre les saules fertilisés par des boues de station d'épuration et les saules ne recevant aucun apport n'a été validée statistiquement.

Le ratio en macronutriments moyen de la biomasse récoltable, calculé sur l'ensemble des sites fertilisés, vaut N/P/K = 100/15/78. Ce ratio présente une forte variabilité en terme de K, sans qu'une tendance ne soit décelable par type d'eaux usées. Ce ratio se rapproche le plus du ratio optimal théorique N/P/K = 100/14/72. Pour les sites fertilisés par des boues de station d'épuration ou sans apport, les ratios en macronutriments dans la biomasse récoltable sont proches et valent respectivement N/P/K = 100/14/47 (déficit des boues en potassium) et N/P/K = 100/15/42. La faible part que représente le potassium dans ces ratios proviendrait du déficit en cet élément dans les boues et de la diminution rapide de sa disponibilité dans les sols.

Tableau 3 : Composition chimique de la biomasse ligneuse (Borne inférieure moyenne borne supérieure)

Matière sèche	%	Fertilisation	Epandage	Sans apports	Références étrangères *
		31 38 48	39 44 49	36 42 50	
Azote	g/kg(MS)	3,9 6,3 8,6	4,6 5,8 7,5	4,1 5,6 8,5	3,3 - 8,2
Phosphore	g/kg(MS)	0,5 0,9 1,2	0,6 0,8 1,0	0,5 0,9 1,4	0,4 - 1,3
Potassium	g/kg(MS)	2,0 4,9 7,7	1,8 2,8 4,8	0,7 2,4 4,3	1,5 - 4,8
Calcium	g/kg(MS)	1,6 2,4 3,7	1,9 3,0 5,5	2,0 3,3 5,8	3,2 - 7,4
Magnésium	g/kg(MS)	0,2 0,4 1,2	0,3 0,4 0,6	0,3 0,4 0,6	0,2 - 1,0
Sodium	g/kg(MS)	0,01 0,11 0,41	0,02 0,06 0,09	0,03 0,06 0,15	
Cuivre	mg/kg(MS)	1,8 3,4 5,0	1,0 2,6 3,8	1,6 3,2 7,2	3,7 - 11,6
Zinc	mg/kg(MS)	26,0 60,2 112,5	26,7 57,7 80,7	39,4 62,3 100,3	25,2 - 161
Cadmium	mg/kg(MS)	0,6 1,2 2,2	0,2 0,6 1,1	0,3 0,7 1,4	0,5 - 4,1
Nickel **	mg/kg(MS)	< 0,50 - 0,98	< 0,50	< 0,50	2,5 - 5,5
Chrome **	mg/kg(MS)	< 0,10 - 0,59	< 0,10 - 0,98	< 0,10	2,1 - 3,8
Plomb **	mg/kg(MS)	< 0,10 - 0,52	< 0,10	< 0,10 - 0,14	0,4 - 1,3
Mercure	mg/kg(MS)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,03

* valeurs extrêmes tirées parmi : ADEGBIDI *et al.* (2001), ADLER *et al.* (2005), LABRECQUE & TEODORESCU (2003), MAXTED *et al.* (2007), MORTENSEN *et al.* (1998), NISSEN & LEPP (1997), PARK *et al.* (2005), SANDER & ERICSSON (1998).

** de nombreuses valeurs en dessous du seuil de détection, moyenne non calculable.

Dans la plupart des modalités d'apport testées, l'exportation en cadmium, zinc et parfois plomb par le saule était supérieure aux apports en ces mêmes éléments. Les bilans – calculés sur la base des stocks initiaux en éléments du sol, des apports en éléments par les effluents et des exportations en éléments par la biomasse ligneuse – annonçaient alors un

épuisement du stock en cadmium en 1 à 6 cycles d'exploitation (20 à 120 ans). L'accumulation de certains métaux, en particulier du cadmium, dans les parties récoltables du saule intéresse largement la communauté scientifique, plus spécifiquement dans le cas de la phytoremédiation de sols pollués (DICKINSON & PULFORD, 2005). Compte tenu des risques que représente le cadmium pour la santé humaine, les fortes teneurs en cadmium retrouvées dans le bois de saule, dans le cas de la phytoremédiation de sols pollués, nécessitent l'installation de filtres spécifiques pour la récupération des cendres les plus volatiles (DIMITRIOU *et al.*, 2006). Cependant, les teneurs modérées en cadmium mesurées dans le bois de saule dans le cadre du programme Wilwater écartent la nécessité d'installer de tels filtres.

4.3. Exportation en éléments par la biomasse et bilan théorique

4.3.1. Fertirrigation par des eaux usées

Dans le cas de la fertirrigation de TTCR de saules, pour une production théorique de 10 à 12 t(MS)/ha/an, 63 à 75 kg(N)/ha/an, 9 à 11 kg(P)/ha/an, 50 à 59 kg(K)/ha/an, 24 à 29 kg(Ca)/ha/an et 4 à 5 kg(Mg)/ha/an seraient potentiellement exportés par les saules. L'exportation annuelle potentielle d'azote est donc importante, mais ne dépasse guère l'exportation déjà atteinte pour des cultures conventionnelles.

Sur les sites fertirrigués par des eaux d'origine industrielle, les bilans – calculés sur la base des stocks initiaux en éléments du sol, des apports en éléments par les effluents et des exportations en éléments par la biomasse ligneuse – ont mis en évidence un doublement potentiel du stock de sodium du sol en quelques mois seulement – le sodium étant très peu consommé par le saule. Les bilans ont également confirmé :

- L'excès de phosphore et de potassium dans le lisier porcin prétraité (doublements potentiels des stocks en une vingtaine d'années pour le phosphore, en 1 à 2 ans pour le potassium)
- La pauvreté des eaux d'équarrissage en macronutriments (épuisements potentiels des stocks en 5 à 6 cycles d'exploitation pour l'azote, en 1 à 2 cycles d'exploitation pour le phosphore). Un épandage de boues de station d'épuration (riches en phosphore) pourrait être envisagé aux printemps suivant les récoltes.

Dans le cadre du programme Wilwater, des exportations de 28 à 105 kg(N)/ha/an ont été estimées (Tableau 4). Ces exportations ne reflètent pas la capacité réelle du système {sol-saule} à éliminer l'azote contenu dans les effluents. En effet, la **dénitrification**, processus naturel de transformation du nitrate en N₂, peut permettre de traiter de grandes quantités de nitrate. Cependant, la mesure des quantités de nitrate dénitrifié nécessite un équipement spécifique et n'a pas été entreprise sur les sites du programme Wilwater. Qui plus est, la dénitrification n'est pas maîtrisable dans le milieu naturel. Son efficacité dépend de nombreux facteurs, parmi lesquels : les conditions pédoclimatiques du site, la fréquence de l'irrigation et la présence de la population bactérienne indispensable à la mise en place du processus. La communauté scientifique estime jusqu'à 200 kg/ha/an la quantité d'azote pouvant être traitée par le système {sol-saule}, en prenant en compte la dénitrification et l'immobilisation à long terme de l'azote dans le sol.

Tableau 4 : Quantités de macronutriments apportées par l'effluent et exportées par la biomasse ligneuse. (Apport / *Exportation*)

Site	n°1	n°2	n°3	n°4	n°5	n°6	n°7	n°8	n°10
Azote	40 / 105	75 / 59	13 / 37	115 / 28	61 / 60	270 / 44	141 / 30	207 / 58	172 / 37
Phosphore	4 / 13	29 / 8	2 / 6	14 / 3	7 / 8	74 / 8	28 / 4	125 / 10	53 / 6
Potassium	335 / 76	161 / 44	64 / 33			2061 / 22	5 / 15	21 / 33	24 / 24
Calcium	33 / 45	107 / 23	55 / 13				527 / 13		57 / 16
Magnésium	24 / 6	32 / 4	8 / 2				7 / 2		11 / 4
Sodium	320 / 2	521 / 1	962 / 1						

4.3.2. Epandage de boues de station d'épuration

Dans le cas de l'épandage de boues de station d'épuration, les exportations annuelles en éléments par la culture sont moins importantes que dans le cas de la fertirrigation. Ceci s'explique par des rendements plus faibles associés à des concentrations en éléments dans la biomasse récoltable généralement plus basses. Pour une production théorique de 8 à 10 t(MS)/ha/an, 47 à 58 kg(N)/ha/an, 8 à 10 kg(P)/ha/an, 28 à 33 kg(K)/ha/an, 30 à 37 kg(Ca)/ha/an et 4 à 5 kg(Mg)/ha/an seraient potentiellement exportés par la culture de saules.

Les bilans calculés sur les sites d'épandage ont en général mis en évidence le problème de l'apport excessif en phosphore et déficitaire en potassium en annonçant un doublement potentiel du stock de phosphore en moins d'un cycle d'exploitation (moins de 20 ans) et un épuisement potentiel du stock de potassium en 2 à 3 cycles d'exploitation. Pour limiter la surfertilisation en phosphore, un apport de boues liquides (à 3% de MS) de 30 à 40 m³/ha/an correspond à une dose acceptable. Par ailleurs, dans la mesure où les cendres de bois sont riches en potassium et en calcium (PARK *et al.*, 2005), l'ajout de cendres de bois aux boues permettrait de rééquilibrer l'apport en potassium. Dans le cas d'un rééquilibrage des boues par des cendres de bois, compte tenu de l'ajout conjoint de calcium, un chaulage de la parcelle avant la mise en culture des saules ne semble pas être indispensable.

4.4. Impacts de la mise en culture et des apports sur les caractéristiques agronomiques et sur la qualité de l'eau

Dans le cadre de la démonstration de l'intérêt épuratoire du TTCR de saules, l'expérimentation est intervenue très tôt et a été de très courte durée (3 ans) par rapport à la durée de vie d'un TTCR. L'impact de la fertilisation des TTCR de saules par des eaux usées ou par des boues de station d'épuration sur les caractéristiques agronomiques de la plantation n'a donc pas pu être justement appréhendé. Les apports en éléments par les divers effluents représentaient en général moins de 2% des stocks initiaux du sol en éléments, sauf dans le cas de l'épandage de boues où l'apport en phosphore représentait jusqu'à 8% du stock initial du sol en phosphore ou dans le cas de la fertirrigation par des effluents industriels où l'apport en sodium représentait toujours plus de 100% du stock initial du sol en sodium.

4.4.1. Le lessivage de nitrate au cours du premier hiver

Sur l'ensemble des sites, le suivi des reliquats azotés avant et après hiver, a révélé que, selon le précédent cultural et le type de sol, 60 à 80% (70-120 kg(N)/ha) du stock de nitrate du sol étaient susceptibles d'être perdus par lessivage au cours de l'hiver suivant la plantation. Ce lessivage massif de nitrate au cours du premier automne/hiver, confirmé par de nombreuses publications scientifiques (MORTENSEN *et al.*, 1998 ; ARONSSON *et al.*, 2000 ; DIMITRIOU & ARONSSON, 2004 ; GOODLASS *et al.*, 2006), provient de la minéralisation de la matière organique favorisée par le retournement de la parcelle précédant la mise en culture. Précisons qu'au cours de la première saison de végétation, seuls 10-20 kg(N)/ha ont été potentiellement accumulés dans la biomasse ligneuse (sans qu'aucun apport n'ait été réalisé). ARONSSON & BERGSTRÖM (2001) ont observé un lessivage de nitrate atteignant jusqu'à 187 kg(N)/ha, dans le cas d'une fertilisation au cours de l'établissement de la plantation. **Aucune fertilisation** ne doit être entreprise au cours de la première année de croissance de la culture.

4.4.2. La salinisation des sols

Sur les doubles rangs irrigués du site fertirrigué par des lixiviats de décharge, au plus fort de la saison d'irrigation (août 2007), l'ESP⁴, initialement dans la norme (1% < ESP < 2%), atteignait en moyenne 16% et jusqu'à 23% localement. Sur les doubles rangs non irrigués, l'ESP était inchangé par rapport à la situation initiale. Selon HALLETT *et al.* (2002), si l'ESP dépasse 15%, l'irrigation doit être stoppée afin de permettre le lessivage du sodium excédentaire. Sur le site fertirrigué par des lixiviats de décharge, le risque de déstructuration du sol est donc à envisager. Outre ce risque, la faune du sol, responsable de la biotransformation des effluents, pourrait également être incommodée par des teneurs en sodium dans le sol anormalement élevées.

Dans le but de limiter la salinisation des sols, l'arrêt du système d'irrigation, au moins pendant les trois mois d'hiver, est indispensable pour permettre le retour d'un équilibre entre les cations échangeables du sol. En période estivale, le maintien d'une humidité du sol suffisante devra être assuré afin d'écarter tout risque de sursaturation du sol en sodium. L'installation d'un système d'irrigation sur tous les doubles rangs pourrait être envisagée.

Dans le cas de la fertirrigation par un lisier porcin prétraité, l'impact de l'apport excessif de potassium a été décelé par une franche évolution du rapport K₂O/MgO. Ce rapport, valant initialement 1,8 (correct), avait atteint la valeur de 5,9 après seulement deux saisons d'irrigation. Lorsque ce rapport dépasse la valeur seuil de 3, afin de ne pas causer une carence en magnésium pour le saule, une réduction de l'apport de potassium ou une fumure magnésienne doivent être envisagés.

⁴ Exchangeable Sodium Percentage (pourcentage de sodium échangeable) = [Na⁺]/CEC où [Na⁺] et CEC sont en méq/100g

4.4.3. Impacts de l'apport sur la qualité de l'eau

Sur l'un des sites fertirrigués, l'emploi de membranes échangeuses d'ions, enterrées à 60 cm de profondeur, a permis de déceler un lessivage de nitrate à l'aplomb des doubles rangs irrigués au plus fort de la saison d'irrigation (août 2007). Ce lessivage a été favorisé par une pluviométrie abondante au cours de l'été 2007. En effet, l'étude des bilans hydrologiques a laissé supposer une percolation d'eau estivale sur tous les sites ou presque. La lame d'eau irriguée s'est alors surajoutée aux précipitations efficaces. La régulation de la lame d'eau irriguée doit donc tenir compte des conditions météorologiques, de la pluviométrie en particulier.

A l'exception du site fertirrigué par un lisier porcin prétraité, aucune tendance à l'augmentation des teneurs en nitrate de l'eau de la nappe n'a pu être décelée. L'absence de variations ne peut pas être interprétée comme une absence d'impact, mais la quantité de nitrate rejoignant la nappe peut être faible au regard du volume total de la nappe et du stock de nitrate que celle-ci représente. Cette absence de variations rappelle que la teneur en nitrate de la nappe dépend de l'ensemble des pratiques mises en œuvre à l'échelle du bassin versant.

5. Préconisations : le dimensionnement des projets

En fonction du type de terrain et d'application, différents rendements peuvent être envisagés : de 8 à 10 t(MS)/ha/an dans le cas de l'épandage de boues de station d'épuration et de 10 à 12 t(MS)/ha/an dans le cas de l'irrigation par des effluents prétraités. Ces rendements théoriques peuvent servir de base au dimensionnement des projets. Si le potentiel dénitrifiant de la parcelle conduite en TTCR est connu, le dimensionnement du projet peut intégrer ce terme nouveau.

Dans le cas de la fertirrigation, le dimensionnement des projets doit particulièrement prendre en considération :

- La lame d'eau irriguée, en fonction de la capacité d'infiltration des sols, de la pluviométrie, de l'évapotranspiration potentielle locale et de la proximité d'une nappe d'eau.
- La charge apportée en azote et en phosphore.
- Les charges apportées en sels (Na^+ et K^+). L'apport excessif de sels peut avoir un impact agronomique fort. Pour un projet où l'ESP (Na^+/CEC) est initialement inférieur à 2%, un apport de sodium (en kg/ha) de moins de 10 fois le teneur en Na_2O (en mg/kg(sol sec)) semble engendrer une augmentation maîtrisée de la teneur en sodium du sol. Cette dernière doit toutefois être contrôlée et un réajustement du dimensionnement doit être entrepris aux premiers signes de déstabilisation de la structure du sol.

Dans le cas de l'épandage de boues de station d'épuration, le dimensionnement des projets doit préférentiellement se baser sur le phosphore. En Suède, la réglementation limite l'apport en phosphore à 50 kg(P_2O_5)/ha/an si la teneur en phosphore assimilable (P - AL) du sol est supérieure 92 mg(P_2O_5)/kg(MS) et à 80 kg(P_2O_5)/ha/an sinon. Malgré l'absence de réglementation en France, il est proposé, sur la base de l'exportation potentielle annuelle maximale en phosphore par la culture, de limiter l'apport en phosphore à :

- 25 kg(P_2O_5)/ha/an si la teneur du sol en phosphore assimilable (Olsen) est supérieure à 140 mg(P_2O_5)/kg(MS).
- 75 kg(P_2O_5)/ha/an si la teneur du sol en phosphore assimilable est inférieure à 80 mg(P_2O_5)/kg(MS).
- 50 kg(P_2O_5)/ha/an sinon.

Compte tenu de la hauteur des saules en deuxième année de croissance, les épandages ne peuvent pas être réalisés tous les ans. Sachant que 60-70% de l'azote et du phosphore contenus dans les boues liquides sont disponibles pour la culture dans l'année suivant l'épandage, il est envisageable :

- d'épandre 1,4 fois la quantité annuelle exportée par la biomasse après la récolte. Plusieurs semaines à mois étant nécessaires à la mise à disposition de l'ensemble des nutriments contenus dans les boues, l'épandage aura lieu dès la reprise de croissance. Un épandage tardif pourrait se traduire par un lessivage hivernal d'azote.
- d'épandre 1 fois la quantité annuelle exportée par la biomasse au début de la deuxième année de croissance.
- de faire une impasse sur la troisième année.

6. Conclusion

➤ Dans le cadre du programme Wilwater, la démonstration de l'intérêt épuratoire du TTCR de saules a porté sur les trois premières années de vie d'un TTCR, ce dernier étant amené à rester en place pendant une vingtaine d'années. Les perspectives d'évolution à long terme des différentes plantations sont donc aujourd'hui basées sur des bilans théoriques. Par ailleurs, l'expérimentation a davantage porté sur la capacité d'absorption du saule, plutôt que sur la fonction épuratoire sensu stricto du TTCR. La validation de cette fonction aurait nécessité une expérimentation en conditions contrôlées, c'est-à-dire un équipement spécifique lourd des plantations.

➤ Néanmoins, l'expérimentation a démontré que le TTCR de saules est particulièrement intéressant pour le traitement tertiaire d'effluents émanant de petites communes (effluents domestiques jusqu'à 500 équivalents habitants) ou d'industries. Les effluents industriels ne doivent toutefois pas être trop déséquilibrés ; une forte concentration en sodium peut, par exemple, s'avérer être une contre indication. Dans tous les cas, une technique d'irrigation permettant une meilleure répartition des effluents sur la parcelle (irrigation sur tous les doubles rangs) permettrait d'améliorer l'efficacité du traitement.

➤ Dans le cas de l'épandage de boues de station d'épuration, l'intérêt du TTCR de saules est plus nuancé. En effet, dans le but d'éviter une surfertilisation en phosphore, la réduction des surfaces d'épandage n'est pas possible. De plus, l'apport insuffisant d'eau par les boues semble constituer une limite au développement du saule. L'épandage de boues sur TTCR de saules demeure toutefois une solution intéressante dans certains cas particuliers. Par exemple, lorsque la commune souhaite garantir un débouché pour ses boues à des périodes où celles-ci ne pourraient pas être épandues sur des cultures conventionnelles (été) ou bien lorsque le plan d'épandage communal se compose de nombreuses cultures destinées à l'alimentation humaine (cultures maraîchères).

En résumé, le programme Wilwater a permis de démontrer que les TTCR constituent une solution séduisante pour le traitement tertiaire d'effluents équilibrés de collectivités ou d'industrie et de déterminer les apports compatibles avec un développement durable de la culture. Pour l'épandage de boues, le TTCR doit être réservé à des cas bien particuliers. Les résultats des expérimentations conduites en plein champ sur trois ans, ainsi que les bilans et perspectives d'évolution qui en découlent, devront être confirmés par un suivi prolongé.

Bibliographie

- ADEGBIDI H.G., VOLK T.A., WHITE E.H., ABRAHAMSON L.P., BRIGGS R.D. & BICKELHAUPT D.H., 2001. Biomass and nutrient removal by willow clones in experimental bioenergy plantations in New York State. *Biomass and Bioenergy* 20, pp. 399-411
- ADLER A., VERWIJST T. & ARONSSON P., 2005. Estimation and relevance of bark proportion in a willow stand. *Biomass and Bioenergy* 29, pp. 102-113
- ARONSSON P.G., 2001. Dynamics of nitrate leaching and ¹⁵N turnover in intensively fertilized and irrigated basket willow grown in lysimeters. *Biomass and Bioenergy* 21, pp.143-154
- ARONSSON P.G. & BERGSTRÖM L.F., 2001. Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. *Biomass and Bioenergy* 21, pp. 155-164
- ARONSSON P.G., BERGSTRÖM L.F. & ELOWSON S.N.E., 2000. Long-term influence of intensively cultured short-rotation Willow Coppice on nitrogen concentrations in groundwater. *Journal of Environmental Management* 58, pp. 135-145
- BULLARD M.J., MUTILL S.J., Mc MILLAN S.D., NIXON P.M.I., CARVER P. & BRITT C.P., 2002. Yield improvements through modification of planting density and harvest frequency in short rotation coppice *Salix* spp. – I : Yield response in two morphologically diverse varieties. *Biomass and Bioenergy* 22, pp. 15-25
- CROW P. & HOUSTON T.J., 2004. The influence of soil and coppice cycle on rooting habit of short rotation poplar and willow coppice. *Biomass and Bioenergy* 26, pp. 497-505
- DICKINSON N.M. & PULFORD I.D., 2005. Cadmium phytoextraction using short-rotation coppice *Salix*: the evidence trail. *Environment International* 31, pp. 609-613
- DIMITRIOU I., 2005. Performance and Sustainability of Short-Rotation Energy Crops Treated with Municipal and Industrial Residues. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, 38 pages
- DIMITRIOU I. & ARONSSON P., 2004. Nitrogen leaching from short-rotation willow coppice after intensive irrigation with wastewater. *Biomass and Bioenergy* 26, pp. 433-441
- DIMITRIOU I., ARONSSON P. & WEIH M., 2006. Stress tolerance of five willow clones after irrigation with different amounts of landfill leachate. *Bioresource Technology* 97, pp. 150-157
- GOODLASS G., GREEN M., HILTON B. & McDONOUGH S., 2006. Nitrate leaching from short-rotation coppice. *Soil and Use Management*, doi : 10.1111/j.1475-2743.200600080.x, On Line, 7 pages
- HALLETT J., ALKER G., GODLEY A. R., 2002. Lndfill leachate management using short rotation coppice – Operational guide. WRc Report number CO5127, 62 pages
- JACKSON M.B. & ATTWOOD P.A., 1996. Roots of willow (*Salix viminalis* L.) show marked tolerance to oxygen shortage in flooded soils and in solution culture. *Plant and Soil* 187 (1), pp. 37-4
- JOSSART J.M., GOOR F., NERINCKX X., LEDENT J.F., 1999. Le taillis à très courte rotation, une alternative agricole. Seconde édition. Université Catholique de Louvain, Laboratoire d'Ecologie des Grandes Cultures
- KLANG-WESTIN E. & PERTTU K., 2002. Effects of nutrient supply and soil cadmium concentration on cadmium removal by willow. *Biomass and Bioenergy* 23, pp. 415-426
- LABRECQUE M. & TEODORESCU T.I., 2001. Influence of plantation site and wastewater sludge fertilisation on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada). *Forest ecology and management* 150, pp. 223-239
- LABRECQUE M. & TEODORESCU T.I., 2003. High biomass yield achieved by *Salix* clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada. *Biomass and Bioenergy* 25, pp. 135-146
- MARTIN P.J. & STEPHENS W., 2006. Willow growth in response to nutrients and moisture on a clay landfill cap soil – II : Water use. *Bioresource Technology* 97, pp. 449-458
- MAXTED A.P., BLACK C.R., WEST H.M., CROUT N.M.J., McGRATH S.P. & YOUNG S.D., 2007. Phytoextraction of cadmium and zinc by *Salix* from soil historically amended with sewage sludge. *Plant and Soil* 290, pp. 157-172
- MORTENSEN J., NIELSEN K.H. & JØRGENSEN U., 1998. Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels. *Biomass and Bioenergy* 15 (6), pp. 457-466
- NISSEN L.R. & LEPP N.W., 1997. Baseline concentrations of copper and zinc in shoot tissues of a range of *Salix* species. *Biomass and Bioenergy* 12(2), pp.115-120.
- PARK B.B., YANAI R.D., SAHM J.M., LEE D.K. & ABRAHAMSON L.P., 2005. Wood ash effects on plant and soil in a willow bioenergy plantation. *Biomass and Bioenergy* 28, pp. 355-365
- PERTTU K.L., 1999. Environmental and hygienic aspects of willow coppice in sweden. *Biomass and Bioenergy* 16 (1), pp. 1-6. In LABRECQUE M. & TEODORESCU T.I., 2003. High biomass yield achieved by *Salix* clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada. *Biomass and Bioenergy* 25, pp. 135-146.
- PERTTU K.L. & KOWALIK P.J., 1997. *Salix* vegetation filters for purification of waters and soils. *Biomass and Bioenergy* 12 (1), pp. 9-19
- RYTTER R.-M. & HANSSON A.-C., 1996. Seasonal amount, growth and depth distribution of fine roots in an irrigated and fertilized *Salix viminalis* L. plantation. *Biomass and Bioenergy* (11), pp 129-137
- SANDER M.-L. & ERICSSON T, 1998. Vertical distributions of plant nutrients and heavy metals in *Salix viminalis* stems and their implications for sampling. *Biomass and Bioenergy* 14(1), pp. 57-66
- VAN DEN HENDE A., 1950. Des effets de l'épandage de nitrites sur des cultures en plein champ. *Plant and Soil* 2(2), pp. 223-230
- WEIH M. & N.-E. NORDTH, 2002. Characterising willows for biomass and phytoremediation : growth, nitrogen and water use of 14 willow clones under different irrigation and fertilisation regimes. *Biomass and Bioenergy* 23, pp. 397-413