

**MODE DE CALCUL  
DES INDICATEURS AGRI-  
ENVIRONNEMENTAUX  
DE LA METHODE INDIGO®:**

**C. BOCKSTALLER et P. GIRARDIN**

UMR Nancy-Université -INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar  
BP 20507 68021 COLMAR Cedex

*\* Ce travail a bénéficié du soutien de l'ARAA (Association pour la Relance Agronomique en Alsace), et dans le cadre de l'ITADA (Institut Transfrontalier d'Application et de Développement Agronomique) des aides financières de l'U.E.(programme Interreg 2), du Bade-Wurtemberg, de la Région Alsace, des Conseils Généraux du Ht-Rhin et du Bas-Rhin, de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, de la Chambre Régionale d'Agriculture d'Alsace, des Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement, et du Ministère de la Recherche (Programme Agriculture Demain)*

**Juillet 2008**



A.	Indicateur <i>ASSOLEMENT</i> ( $I_{As}$ )	7
1.	Remarques préliminaires	7
2.	Objectifs	7
3.	Hypothèse préliminaire	7
4.	Mode de calcul	7
5.	Détail du calcul	7
6.	Références pour la valeur recommandée ( $I_{As} = 7$ )	9
7.	Exemple de calcul	9
B.	Indicateur <i>SUCCESSION CULTURALE</i> ( $I_{Sc}$ )	11
1.	Remarques préliminaires	11
2.	Objectifs	11
3.	Hypothèse préliminaire	11
4.	Mode de calcul	11
5.	Détail du calcul	12
	Calcul de $k_p$	12
	Calcul de $k_r$	13
6.	Références pour la valeur recommandée ( $I_{Sc} \approx 7$ )	13
7.	Exemple de calcul	14
	ANNEXE B1	15
C.	Indicateur <i>MATIÈRE ORGANIQUE</i> ( $I_{Mo}$ )	19
1.	Remarque préliminaire	19
2.	Objectifs	19
3.	Hypothèses	19
4.	Mode de calcul	19
5.	Détail du calcul	19
5.1.	Calcul des valeurs recommandées AR (Annexe C1 et Tab. 1)	19
5.2.	Calcul des apports (Tab. 2)	20
5.3.	Facteurs de pondération	20
6.	Références pour la valeur recommandée ( $I_{Mo} = 7$ )	21
7.	Exemple de calcul	21
	ANNEXE C1	24
D.	Indicateur <i>PHOSPHORE</i> ( $I_p$ )	27
1.	Remarque préliminaire	27
2.	Objectifs	27
3.	Hypothèses	27
4.	Mode de calcul	27
5.	Détail du calcul	28
5.1.	Calcul des deux modules	28
6.	Références pour la valeur recommandée ( $I_p = 7$ )	30
7.	Exemple de calcul	31
E.	Indicateur <i>Azote</i> ( $I_N$ )	33
1.	Objectifs	33
2.	Construction de l'indicateur	33
3.	Mode de calcul	33
4.	Détail du calcul	36
4.1.	Estimation des pertes par volatilisation ( $I_{NH3}$ )	36
4.2.	Estimation du risque de lessivage suite aux apports d'azote (LP)	37
4.3.	Risque de lessivage hivernal (LH)	40
4.4.	Estimation des émissions de $N_2O$	43
4.5.	Adaptation aux prairies	44

5.	Références pour la valeur recommandée (IN = 7).....	44
6.	Exemple de calcul .....	45
ANNEXE E1	Valeurs des coefficients de volatilisation.....	46
ANNEXE E2	Tableaux de références pour le calcul des pertes par lessivage.....	50
ANNEXE E3	Calcul des coefficients de lessivage .....	57
ANNEXE E4	Tableaux de références pour le calcul des émissions de N <sub>2</sub> O .....	60
ANNEXE E5	Détermination des classes de textures .....	62
ANNEXE E6	Coefficients d'équivalence engrais des fertilisants organiques.....	63
ANNEXE E7	Adaptation aux prairies .....	64
F.	Indicateur <i>PRODUITS PhytoS</i> (I-Phy) .....	67
1.	Remarque préliminaire .....	67
2.	Objectifs .....	67
3.	Hypothèses à la base du calcul .....	67
4.	Mode de calcul .....	68
5.	Détail du calcul (van der Werf et Zimmer, 1999) .....	68
5.1.	Etape 1 : Calcul d'un risque par module pour chaque application d'une substance active 68	
5.2.	Etape 2 : Calcul d'un indicateur (Iphysa) pour chaque application d'une substance active (voir aussi Annexe F3).....	70
5.3.	Etape 3 : Calcul d'un indicateur global pour l'ensemble d'un programme de traitements appliqué sur une culture.....	70
5.4.	Quelques mots sur la logique floue .....	71
5.5.	Possibilités et limites de l'indicateur.....	71
6.	Signification des valeurs des modules de risque et de l'indicateur par substance active et de l'indicateur pour un programme .....	72
ANNEXE F1	Mise en œuvre d'un système expert basé sur la logique floue dans le cas du module eau souterraine (Reso).....	74
ANNEXE F2	Règles de décision pour chaque module .....	76
ANNEXE F3	Règles de décision pour le calcul du risque global.....	79
ANNEXE F4	Risque global par compartiment.....	80
ANNEXE F5	Choix des valeurs des caractéristiques écotoxicologiques de substances actives	81
	Autres caractéristiques .....	81
ANNEXE F6	Estimation des paramètres entrant dans le calcul de I-Phy .....	82
	Coefficient de surface.....	86
ANNEXE F7	Détail du calcul de I-Phy pour un programme de traitement.....	89
	Exemples .....	89
G.	Indicateur <i>IRRIGATION</i> (I <sub>irrig</sub> ) .....	91
1.	Remarque préliminaire .....	91
2.	Objectifs .....	91
3.	Hypothèses .....	91
4.	Principes de calcul.....	91
5.	Détail du calcul.....	92
5.1.	Calcul du bilan hydrique simplifié à deux réservoirs par décade pour le calcul du drainage D .....	92
5.2.	Calcul des excès E en cas de rationnement .....	94
6.	Références pour la valeur recommandée (I <sub>irrig</sub> = 7).....	94
7.	Exemple de calcul (voir tableau page suivante).....	94
H.	Indicateur <i>ENERGIE</i> (I <sub>En</sub> ) .....	97

1.	Remarque préliminaire .....	97
2.	Objectifs .....	97
3.	Hypothèses .....	97
4.	Mode de calcul .....	97
5.	Détail du calcul.....	98
5.1.	Estimation de la consommation de l'énergie due au machinisme.....	98
5.2.	Estimation de la consommation de l'énergie due à l'irrigation.....	99
5.3.	Estimation de la consommation de l'énergie dans les fertilisants.....	99
5.4.	Estimation de la consommation de l'énergie dans les produits phytosanitaires	100
5.5.	Calcul de l'indicateur $I_{En}$ .....	100
6.	Références pour la valeur recommandée ( $I_{En} = 7$ ) cf. Tab. 1a et 1b.....	100
7.	Exemple de calcul cf. Tab. 2 .....	100
ANNEXE H1	Calcul des facteurs de corrections (C et D) pour l'estimation de la consommation énergétique due au machinisme .....	103
ANNEXE H2	Calcul des facteurs de corrections (G et A) pour l'estimation de la consommation énergétique due à l'irrigation .....	106
ANNEXE H3	Exemple de valeurs de coefficients énergétique pour différents fertilisants	107
ANNEXE H4	Exemple de valeurs de coefficients énergétique pour différentes matières actives	108
I.	Liste des données à recueillir	111
J.	LISTE DES PARAMETRES (en vue d'une adaptation régionale)	113
K.	Références BIBLIOGRAPHIQUES	115
	POUR EN SAVOIR PLUS (références en français)	119



## A. INDICATEUR ASSOLEMENT ( $I_{AS}$ )

### 1. Remarques préliminaires

- Le terme d'*assolement* porte sur la répartition spatiale des cultures sur l'exploitation agricole.
- Cet indicateur est un indicateur agro-écologique d'impact calculé sur l'exploitation.

### 2. Objectifs

- Évaluer l'impact de l'assolement sur la biodiversité et sur le paysage

### 3. Hypothèse préliminaire

- L'assolement sera évalué par le facteur diversité des cultures et par la taille des parcelles. sachant qu'une diversité des cultures et une taille de parcelle raisonnable est favorable au maintien de la diversité biologique et à la préservation d'un paysage de qualité. Il ne sera pas tenu compte de la position respective des cultures et des parcelles entre elle, pour limiter le nombre de données nécessaire.

### 4. Mode de calcul

Le calcul est fait sur l'exploitation

$$I_{AS} = k \cdot NC \cdot D \cdot T$$

avec :

- k : facteur de calibrage de l'indicateur (pour avoir une valeur entre 0 et 10) en facteur du nombre de culture (NC)
- NC : nombre de cultures (quelque soit sa proportion dans l'assolement).
- D : facteur de répartition des cultures
- T : facteur taille de parcelle

### 5. Détail du calcul

#### *Calcul de k*

NC	≤ 4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8
k	2,00	1,83	1,70	1,59	1,50	1,42	1,36	1,30	1,25

#### *Calcul de NC*

- Les cultures de l'année sont comptées quelque soit leur proportion dans l'assolement. Une culture intermédiaire est comptée ½ point. Le nombre de culture NC est plafonné à 8.

### **Calcul de D**

- D : facteur de répartition des cultures principales :  $D = IS/IS_{NC}$

où IS est calculé comme l'indice de Shannon () qui est utilisé comme indice de biodiversité mais a été aussi utilisé pour estimer la diversité des couverts, donc des cultures dans un paysage (Geoghegan et al., 1997).

$IS = \sum (p_i \cdot \ln p_i)$  avec  $p_i$  : proportion de la culture i dans l'assolement. Si  $p_i$  faible, le terme  $p_i \cdot \ln p_i$  est négligeable.

En fait D repose sur un indice relatif, IS étant calculé par rapport à  $IS_{NC}$ , valeur de l'indice dans le cas où les NC cultures sont également réparties (Nc ne porte ici que sur les cultures principales et non les cultures intermédiaires).

$$IS_{NC} = \sum (p_i \cdot \ln p_i) \text{ pour } i= 1 \text{ à } NC \text{ et } p_i = 1/NC$$

donc 
$$IS_{NC} = \sum 1/NC \cdot \ln (1/NC)$$

donc 
$$IS_{NC} = \ln (1/NC)$$

Donc si les cultures sont également réparties  $D = 1$  sinon  $D < 1$ , D étant d'autant plus faible qu'une (ou deux) cultures prennent une forte part

### **Calcul du facteur T**

La détermination de T repose sur le calcul de :

**SA<sub>10</sub> = surface des grandes parcelles**

On considère la valeur de 10 ha comme une valeur indicative pour un seuil en se basant sur les recommandations de (Viaux, 1997) et sur les calculs de (Jaster et Filler, 1995) qui montre qu'au delà de 10 ha la productivité du travail n'augmente plus énormément. Cependant pour amoindrir le problème des bordures de classes pour la définition d'une « grande » parcelle et pour assurer la sensibilité de l'indicateur, on se propose de créer une classe floue entre 5 et 25 ha centrée sur 15 ha avec une fonction d'appartenance linéaire.

Ceci donne :  $SA_{10} = (\sum c_i \cdot S_i)$

$S_i$  : surface de la parcelle i (ou de la partie de la parcelle si la parcelle est divisée en deux cultures)

$c_i$  : valeur d'appartenance ou « poids » la parcelle i dans le calcul de SA<sub>10</sub>

Si  $S_i < 5$  alors  $c_i = 0$ , la parcelle est considérée comme « petite » et n'entre pas dans le calcul

Si  $S_i > 25$  alors  $c_i = 1$ , la parcelle est totalement comptée dans le calcul de SA<sub>10</sub>

Si  $5 \leq S_i \leq 25$  alors la  $c_i = 1/20 \cdot (S_i - 5)$

Une parcelle de 15 ha aura donc un poids de 0,5 et comptera pour moitié dans SA 10

Le facteur T sera calculé de la manière suivante :

$$T = 1 - SA_{10} / S_t$$

avec  $S_t$  surface totale de l'exploitation (ou des surfaces en cultures)

Donc  $T = 1$  si aucune parcelle est « grande » et  $T = 0$  si 100 % de la surface est couverte par des « grandes parcelles ».

## 6. Références pour la valeur recommandée ( $I_{As} = 7$ )

- 4 cultures (El Titi et al., 1993) également réparties (donc  $k = 2$  et  $D = 1$ ).
- $SA_{10} = 12,5$  ( $T = 0,875$ ) ce qui correspond à une parcelle de 25 ha ou 2 parcelles de 15 ha et 4 parcelles de 10 ha sur 200 ha.

## 7. Exemple de calcul

SAU = 32 ha : 0 parcelle >5 ha

Betterave : 9 % ; Blé : 47 % ; Maïs : 33 % ; Tabac : 6 % ; Jachère semée 5 %

NC = 5 cultures ( $k = 1,7$ )

IS = 0,78

$SA_{10} = 0$  % ( $T = 1$ ) :

$I_{As} = 1,7 \cdot 5 \cdot 0,78 \cdot 1 = 6,6$

**Tab. 1** : Exemples de calcul de  $I_{As}$  en fonction de NC et de  $SA_{10}$  en supposant que les cultures soient également réparties ( $D = 1$ )

NC	k	SA10										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
1	2,00	2,00	1,80	1,60	1,40	1,20	1,00	0,80	0,60	0,40	0,20	0,00
1,5	2,00	3,00	2,70	2,40	2,10	1,80	1,50	1,20	0,90	0,60	0,30	0,00
2	2,00	4,00	3,60	3,20	2,80	2,40	2,00	1,60	1,20	0,80	0,40	0,00
2,5	2,00	5,00	4,50	4,00	3,50	3,00	2,50	2,00	1,50	1,00	0,50	0,00
3	2,00	6,00	5,40	4,80	4,20	3,60	3,00	2,40	1,80	1,20	0,60	0,00
3,5	2,00	7,00	6,30	5,60	4,90	4,20	3,50	2,80	2,10	1,40	0,70	0,00
4	2,00	8,00	7,20	6,40	5,60	4,80	4,00	3,20	2,40	1,60	0,80	0,00
4,5	1,83	8,25	7,43	6,60	5,78	4,95	4,13	3,30	2,48	1,65	0,83	0,00
5	1,70	8,50	7,65	6,80	5,95	5,10	4,25	3,40	2,55	1,70	0,85	0,00
5,5	1,59	8,75	7,88	7,00	6,13	5,25	4,38	3,50	2,63	1,75	0,88	0,00
6	1,50	9,00	8,10	7,20	6,30	5,40	4,50	3,60	2,70	1,80	0,90	0,00
6,5	1,42	9,25	8,33	7,40	6,48	5,55	4,63	3,70	2,78	1,85	0,93	0,00
7	1,36	9,50	8,55	7,60	6,65	5,70	4,75	3,80	2,85	1,90	0,95	0,00
7,5	1,30	9,75	8,78	7,80	6,83	5,85	4,88	3,90	2,93	1,95	0,98	0,00
8	1,25	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0



## B. INDICATEUR SUCCESSION CULTURALE ( $I_{SC}$ )

### 1. Remarques préliminaires

- Le terme de *succession culturale* est plus approprié au contexte d'aujourd'hui que celui de *rotation*.
- Cet indicateur a un statut particulier car il n'évalue pas directement un impact environnemental mais porte sur les effets de la succession sur la culture.

### 2. Objectifs

- Évaluer les successions culturales mises en oeuvre par rapport aux principes de la Production Intégrée pour établir un diagnostic de la cohérence des systèmes de culture mis en place qui peut influencer sur le résultat des autres indicateurs.

### 3. Hypothèse préliminaire

- Nous nous intéresserons aux effets de la culture précédente inclus sur la pression phytosanitaire (maladies, ravageurs, adventices), la structure du sol, sur la nutrition azotée pour la culture suivante, aux quels viennent s'ajouter le temps de retour de la culture et la diversité des cultures sur la succession. Il s'agit donc de facteurs qui concernent avant tout la culture. Si ces effets sont positifs ou si les effets négatifs sont limités par le choix d'une succession appropriée, la cohérence du système sera améliorée et permettra à l'agriculteur de mieux gérer son système de culture et notamment les intrants. Cet indicateur peut aussi apporter des éléments explicatif au diagnostic établi avec les autres indicateurs agro-écologiques d'impact.

### 4. Mode de calcul

- Calcul au niveau de la parcelle sur la succession des quatre dernières années.
- Pour l'exploitation, l'indicateur est obtenu par une moyenne pondérée des valeurs parcellaires au prorata de la surface de chaque parcelle.
- La valeur pour une rotation est la moyenne de chaque séquence de la rotation (voir exemple §7.).
- Trois effets pris en compte :
  - ⇒ Effet de la culture précédente ( $k_p$ )
  - ⇒ Temps de retour de la culture notée ( $k_r$ )
  - ⇒ Diversité des cultures ( $k_d$ )

$$ISC = k_p * k_r * k_d$$

avec :  $ISC = 10$  si  $k_p * k_r * k_d > 10$

## 5. Détail du calcul

### Calcul de $k_p$

Pour chaque couple (culture, culture précédente), nous avons noté l'effet de la culture précédente selon les modalités données dans le tableau ci-dessous :

*Mode détermination de la valeur du précédent*

Effet du précédent	Notation (en valeur entière)
- Structure du sol	- 1 à + 1
- Maladies	- 3 à + 1
- Ravageurs	- 2 à + 1
- Adventices	- 2 à + 1
- Azote (résidus de récolte)	- 1 à + 1
	Total Somme des notes

**effet -** du précédent : dégradation de la structure du sol / augmentation du développement de maladies, des ravageurs ou des adventices / réduction de l'azote disponible des résidus ("faim d'azote") ou risque de verse pour la culture suivante, effet sur la qualité de récolte de celle-ci.

**effet +** du précédent : amélioration de la structure du sol / réduction des maladies, des ravageurs ou des adventices / augmentation de l'azote disponible pour la culture suivante, azote venant des résidus de récolte du précédent.

A partir de ces valeurs on obtient  $k_p$  par la transformation suivante :

Valeur du précédent	$\leq - 4$	- 3	- 2	- 1	0	$1 \leq$
$k_p$	1	2	3	4	5	6

Les valeurs de  $k_p$  pour différentes successions sont données dans les tableaux 2a, 2b, 2c en Annexe B1. Elles ont été déterminées à partir des notations effectuées par des techniciens (ITCF, CETIOM ...) spécialisés dans les différentes cultures.

## Temps de retour de la culture

### Calcul de $k_r$

On fait la différence entre le temps de retour de la culture de l'année ( $t$ ) et le temps de retour recommandé ( $t_R$ ) :

$t-t_R$	$\geq 1$	0	-1	-2	-3
$k_r$	1,20	1	0,8	0,5	0,3

La philosophie du tableau est de minorer l'effet précédent quand le temps de retour recommandé n'est pas respecté et le majorer s'il est dépassé.

Des valeurs pour  $t_R$  sont données dans le Tab. 3 en Annexe B1.

### Calcul de $k_d$

On part du nombre de cultures différentes (NC) différente sur 4 ans :

NC	1	2	3	$\geq 4$
$k_d$	1	1	1,2	1,4

+ 0,1/ culture intermédiaire différente

Dans ce cas l'effet précédent est majoré quand la diversité des cultures augmente et passe à plus de deux cultures. La valeur 1,4 est choisie de sorte que si  $k_p$  est bon (= 5 sur 6) et le temps de retour respecté ( $k_r = 1$ ) on obtient  $ISC = 7$  ( $5 * 1 * 1,4$ ).

Par ailleurs, on peut obtenir des valeurs de  $ISC > 7$  si le temps de retour dépasse la valeur recommandée (1,25) et :ou si on a un très bon précédent ( $k_p = 6$ ). La valeur maximale de  $ISC$  peut donc être 10 ( $6 * 1,20 * 1,4 = 10,1$  ramené à 10)

## 6. Références pour la valeur recommandée ( $I_{SC} \approx 7$ )

À titre d'exemple, la valeur de référence peut être obtenue avec :

- Bon précédent ( $k_p = 4-5$ ).
- Temps de retour respecté ( $k_r = 1-1,2$ ).
- 4 cultures différentes (El Titi et al., 1993) ( $k_d = 1,4$ ).

## 7. Exemple de calcul

**Tab. 1** – Exemple de calcul de ISC pour différentes successions et valeur moyenne sur la rotation

<b>Rotation</b> Précédent/culture	<b>k<sub>p</sub></b>	<b>k<sub>r</sub></b>	<b>k<sub>d</sub></b>	<b>I<sub>sc</sub></b>	<b>Moyenne de la rotation</b>
Monoculture de blé	1	0,5	1	0,5	<b>0,5</b>
Monoculture de maïs	3	0,8	1	2,4	<b>2,4</b>
Colza / <b>Blé</b>	5	0,8	1	4,0	-
Blé / <b>Colza</b>	5	0,5	1	2,5	<b>3,3</b>
Blé / <b>Maïs</b>	5	1	1	5,0	-
Maïs / <b>Blé</b>	4	0,8	1	3,2	<b>4,1</b>
Blé / <b>Betterave</b>	4	0,8	1	3,2	-
Betterave / <b>Blé</b>	5	0,8	1	4,0	<b>3,6</b>
Betterave / <b>Maïs</b>	4	1	1	4,0	-
Betterave / <b>Maïs</b>	1	0,8	1	0,8	<b>2,4</b>
Blé / Orge h/ <b>Colza</b>	6	0,8	1,2	5,8	-
Orge h/ Colza / <b>Blé</b>	5	1	1,2	6,0	-
Colza / Blé/ <b>Orge h</b>	3	1	1,2	3,6	<b>5,1</b>
Maïs / Maïs / Blé / <b>Betterave</b>	4	1,2	1,2	5,8	-
Maïs / Blé / Betterave / <b>Maïs</b>	4	1,2	1,2	5,8	-
Blé / Betterave / Maïs / <b>Maïs</b>	3	0,8	1,2	2,4	-
Betterave / Maïs / Maïs / <b>Blé</b>	4	1,2	1,2	5,8	<b>4,9</b>
Blé / Tour / Orge p. / <b>Maïs</b>	5	1,2	1,4	8,4	-
Tour / Orge p. / Maïs / <b>Blé</b>	4	1,2	1,4	6,7	-
Orge p. / Maïs / Blé / <b>Tour</b>	5	1	1,4	7,0	-
Maïs / Blé / Tour / <b>Orge p.</b>	5	1,2	1,4	8,4	<b>7,6</b>

<sup>1</sup> culture de l'année à droite en gras et culture précédente à gauche

## ANNEXE B1

### Tableaux de références pour le calcul

**Tab. 2** - Valeurs de  $k_p$  en fonction du précédent pour certaines cultures

a) Grande culture avec précédent grande culture (ou culture intermédiaire)

Culture	Bh	Bp	Oh	Op	Se	Bd	Av	Mg	Me	Bs	Ch	Cp	Lop	Pp	So	To	Cc	PdT	Tabl	Tabr
Bh	1	2	3	3	2	2	3	4	4	5	5	5	5	6	6	5	5	6	5	6
Bp	2	2	3	3	3	2	3	4	4	5	5	5	5	6	6	5	5	6	5	6
Oh	3	3	1	3	3	3	3	3	4	4	4	4	5	4	4	4	3	6	5	4
Op	3	3	3	2	3	3	3	4	4	4	4	4	5	4	4	5	3	6	5	4
Opb	3	3	3	2	3	3	3	4	4	4	4	4	5	3	3	5	3	5	5	4
Se	3	3	3	3	2	3	3	4	4	5	5	5	5	6	6	5	5	6	5	6
Bd	2	2	3	3	3	2	3	4	4	5	5	5	5	6	6	5	5	6	5	6
Av	3	3	3	3	3	3	1	4	4	5	5	5	4	6	6	5	5	6	5	6
Mg	5	5	5	5	5	5	5	3	2	4	2	3	4	6	6	3	4	5	5	6
Me	5	5	5	5	5	5	5	3	2	4	2	3	4	6	6	3	4	5	5	6
Bs	4	4	4	4	4	4	4	1	1	1	2	2	4	5	5	2	1	5	5	4
Ch	5	5	6	5	5	5	5	4	4	1	1	1	4	5	3	2	1	1	1	1
Cp	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	1	1	4	5	4	3	3	6	5	6
Lop	5	5	5	5	5	5	5	3	3	1	3	3	1	2	3	4	2	3	5	4
Pp	5	5	5	5	5	5	5	5	4	2	1	1	3	1	2	1	3	5	5	4
So	5	5	5	5	5	5	5	3	2	2	3	3	4	2	3	2	2	4	5	4
To	5	5	5	5	5	5	5	3	2	2	2	2	4	2	2	2	2	4	5	4
Cc	5	5	5	5	5	5	5	2	2	3	2	2	4	4	4	4	1	4	5	5
Tabl	5	5	5	5	5	5	5	3	3	2	3	4	4	3	3	5	2	4	1	1
Tabr	5	5	5	5	5	5	5	3	3	3	5	5	5	5	5	4	4	5	1	1

**Bh** : blé hiver ; **Bp** : blé printemps ; **Oh** : orge hiver ; **Op** : orge printemps ;  
**Ob** : orge de brasserie (hiver ou printemps) ; **Se** : seigle hiver ; **Bd** : blé dur ;  
**Av** : Avoine printemps ; **Mg** : maïs grain ; **Me** : maïs ensilage ; **Bs** : betterave sucrière ;  
**Ch** : colza hiver ; **Cp** : colza printemps ; **Lop** : lin oléagineux printemps ;  
**Pp** : pois protéagineux ; **So** : soja ; **To** : tournesol ; **Cc** : chou à choucroute ;  
**PdT** : pomme de terre ; **Tabl** : tabac blond ; **Tabr** : tabac brun ;

**b) Grande culture avec précédent jachère (ou culture intermédiaire)**

Culture	Précédent											
	Jachère semée/culture intermédiaire						Jachère spontanée (repousses)				J. nue	
	Gram.*		Crucif	Légu.*		Phac.	Céréales	Colza	To	Maïs		J. nue
	<1an	>1an	<1an	>1an	Broyés	Non broyés						
Céréales	3	4	4	5	6	4	1	1	2	1	1	1
Mg/Me	4	5	4	4	5	5	2	2	2	2	1	1
Bs	4	4	2**	4	4	3	1	1	1	1	1	1
Ch/Cp	5	6	1	3	4	2	1	1	1	2	2	1
Lop	3	3	3	3	3	3	1	1	1	1	1	1
Pp	4	4	2	1	1	4	1	1	2	2	2	1
So	4	4	2	1	2	5	2	1	2	1	1	1
To	3	3	1	1	1	5	2	1	1	1	1	1

\* En cas de mélange graminée + légumineuse : faire la moyenne des deux

\*\*  $k_p = 5$  si variété résistante aux nématodes

**c) Jachère avec précédent grandes cultures ou jachère**

Jachère	Précédent													
	Céréales	Mg/Me	Bs	Ch	Cp	Lop	Pp	So	To	Repousses		J. spont.	J. nue	
										céréales	colza	après maïs	To	
Gram.	3	4	5	5	5	5	2*	2*	3	1	1	2	2	2
Crucif.	5	4	3	2	1	5	2	2	3	2	1	2	2	2
Légu.	5	4	3	2	2	5	2	2	4	2	1	2	2	2
Phac.	5	4	5	4	4	5	2	2	5	2	1	2	2	2
spont.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
nue	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

\*  $k_p = 6$  si le couvert de graminée n'est pas une jachère

**Tab. 3 :** Valeurs de  $tr_R$  pour certaines cultures (basé sur Boller et al., 1997) et Boller et al., 1997; Polley et Thomas, 1991))

$tr_R$	Culture (jachère)													
	Céréales	Mg/Me	Bs	Ch/Cp	Lop	Pp	So	To	J. Gram.	J. Crucif.	J. Légu.	J. Phac.	J. spont.	J. nue
$tr_R$	3	2	3	4	6	3	4	4	1	2	1	2	1	1





## C. INDICATEUR MATIÈRE ORGANIQUE ( $I_{MO}$ )

### 1. Remarque préliminaire

- Cet indicateur est un indicateur agro-écologique d'impact calculé sur la parcelle.
- Il porte sur la matière organique en tant que humus, le critère de base pour estimer la fertilité des sols (Boiffin et al., 1986; Reeves, 1997). La valeur fertilisante en N et P des apports organiques sont pris en compte dans les indicateurs spécifiques correspondants à ces problématiques (voir chapitres suivants).

### 2. Objectifs

- Évaluer l'impact des pratiques culturales (succession, travail du sol, gestion des résidus, amendements organiques) sur la qualité chimique du sol, dans ce cas la teneur en humus.

### 3. Hypothèses

- Un grand nombre de propriétés des sols, physiques, chimiques et biologiques, qui entrent dans le concept global de fertilité des sols, sont liées à la teneur en matière organique (Boiffin et al., 1986). Cet indicateur estimera de manière indirecte l'impact des pratiques culturales sur la qualité physiques et biologiques des sols par le biais de la teneur en matière organique. Ces considérations nous ont amené à ne pas décomposer l'indicateur en modules.

### 4. Mode de calcul

- Pas de séparation en module.
- Calcul au niveau de chaque parcelle.
- Pour l'exploitation, l'indicateur est obtenu par une moyenne pondérée des valeurs parcellaires au prorata de la surface de chaque parcelle.
- Utilisation du modèle de Henin-Dupuis (Boiffin et al., 1986) pour calculer les apports nécessaires ( $A_R$ ) pour maintenir le sol à long terme à une teneur d'équilibre qui soit satisfaisante. (pour des conditions moyennes).
- Calcul des apports moyens en humus pour les quatre dernières cultures ( $A_X$ ).
- L'indicateur résulte du rapport des deux facteurs

$$I_{MO} = 7 \cdot A_X / A_R$$

### 5. Détail du calcul

#### 5.1. Calcul des valeurs recommandées $A_R$ (Annexe C1 et Tab. 1)

- Le modèle de Henin-Dupuis (Boiffin et al., 1986) donne une prévision de la teneur à l'équilibre ( $\tau_e$ ) atteinte au bout d'une longue période en régime de restitution organique constant :

$\tau_e = \text{apport moyen} / (k_2 \cdot T)$  avec  $k_2$  : coefficient de minéralisation ;  
 $T$  : masse de terre sur la profondeur de labour (t/ha)

On en déduit les apports moyens nécessaires ( $A_R$ ) pour maintenir à long terme une teneur satisfaisante ( $\tau_{es}$ ) :  $A_R = \tau_{es} \cdot (k_2 \cdot T) \cdot P$

Dans l'équation ci-dessus nous avons introduit un facteur de pondération  $P$  de la minéralisation (cf. 5.3) :

Pour les valeurs satisfaisantes, on se propose de prendre valeurs basées sur des abaques de Rémy et Marin-Laflèche, 1974).

Le coefficient  $k_2$  est calculée par la formule utilisée dans le logiciel AZOBIL (Mary et Guerif, 1994) :

$$k_2 = 1200 \cdot f_\theta \cdot / ((200 + A) \cdot (200 + 0,3 \cdot C))$$

avec  $f_\theta$  : facteur température  $f_\theta = 0,2 (T^\circ C - 5)$

$A$  : taux d'argile (en pour mille)

$C$  : taux de calcaire (en pour mille)

$k_2$  est calculée en situation d'enfouissement des résidus de culture et d'absence d'apport organique. La prise en compte de ces deux variables du système de culture se fera dans le facteur de pondération  $P$  (cf. 5.3).

- La masse de terre  $T$  est estimée à partir de la densité apparente (fixée à 1,35) et une profondeur de labour fixée à 30 cm. Cette valeur permet d'obtenir pour les sols au taux d'argile le plus fréquent (entre 10 % et 35 %) une masse de terre égale à 4200 T/ha (Annexe C1). Cette valeur correspond à la valeur modale obtenue avec des valeurs mesurées de densité et de profondeur par Boiffin et al., 1986). Elle doit être pondérée par la profondeur réelle de labour (voir ci-dessus) et par le pourcentage de cailloux.

## 5.2. Calcul des apports (Tab. 2)

Pour les apports d'humus dûs aux résidus de culture des céréales, nous nous sommes basés sur les valeurs données par Boiffin et al., 1986), corrigées par des extra apports dus aux racines (égales à la biomasse racinaire supplémentaire (Balesdent et Balabane, 1996; Bolinder et al., 1997; Bolinder et al., 1999). Pour d'autres cultures, nous avons estimés les valeurs en s'inspirant des données de Boiffin et al., 1986).

## 5.3. Facteurs de pondération

Le facteur de pondération  $P$  dans la formule générale de l'indicateur se décompose en plusieurs facteurs :

$$P = pr \cdot fr \cdot I \cdot TS$$

avec :

$pr$  : facteur tenant compte de la profondeur de labour maximale sur 4 ans, les calculs étant obtenus pour une profondeur de 30 cm. On a :  $pr = \text{profondeur de labour} / 30$

(La profondeur de labour est à entrer de 5 en 5 cm, ce qui donne donc :  $pr = 1,167$  pour une profondeur de 35 cm ;  $pr = 1$  pour un labour de 30 cm ;  $pr = 0,833$  pour un labour de 25 cm ;  $pr = 0,667$  pour un labour de 20 cm ;  $pr = 0,50$  pour un labour de 15 cm).

**fr** facteur système de culture pondérant en fait le coefficient k2. Les valeurs issues de AZOBIL (Mary et Guerif, 1994) sont données dans le Tab. 3 :

**I** : facteur de pondération prenant en compte l'augmentation de la minéralisation dû à l'irrigation. On propose **I = 1,25** d'après des résultats de Delphin, 1989).

**Ts** : facteur de pondération prenant en compte l'influence du travail du sol. Celui joue principalement sur la minéralisation (k2). A partir des résultats de Balesdent et al., 1990), rapportés par Mary et Guerif, 1994) nous proposons les valeurs suivantes :

- Si la parcelle est labourée au moins une fois dans les 4 années, **Ts = 1**

*La réintroduction d'un labour supprime tout effet « positif » du non labour sur le bilan humique (Stockfisch et al., 1999).*

- En l'absence de labour sur les 4 années prises en considérations et si au moins une fois du travail superficiel (et pour les autres années du semis direct) : **Ts = 0,8**

- Si 4 années de semis direct : **Ts = 0,5**

## 6. Références pour la valeur recommandée ( $I_{MO} = 7$ )

- Apports = apports recommandés.
- Les valeurs satisfaisantes pour les teneurs en matière organique sont inspirées des données de Rémy et Marin-Laflèche, 1974).

## 7. Exemple de calcul

Sol : 23 % argile, 7 % calcaire  $\Rightarrow A_R = 1080 \text{ kg M.O. /ha}$  (Tab.1)

Succession : Maïs (rdt : 100q/ha) / Maïs (rdt : 100q/ha) / Blé (rdt : 70q/ha) / Betterave (rdt : 70 t/ha), labour, sans amendement organique, culture non irriguée, résidus enfouis,

$\Rightarrow fr = 1$  (Tab.3),  $Ts = 1$ ,  $I = 1$

$\Rightarrow P = 1$

$A_X = (1150 + 1150 + 733 + 543) / 4 = 894 \text{ kg M.O. /ha}$  (Tab.2)

On a donc :  $I_{MO} = 7 \cdot (894 / 1080 \cdot 1) = 5,8$

**Tab. 1** : Valeurs recommandées ( $A_R$ ) en situation normale (à pondérer par le pourcentage de cailloux

	Classe argile									
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50
2,5 % Calcaire	2840	2078	1595	1311	1156	1088	1082	1100	1135	1166
10 % Calcaire	2563	1875	1439	1183	1043	981	976	992	1024	1052
20 % Calcaire	2267	1659	1273	1046	922	868	864	878	906	930

**Tab. 2 :** Valeurs pour les apports en humus ( $A_x$ ) de certains résidus de culture et amendement organiques

<b>Céréales</b>														
Rdt q/ha	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100	105	110	115	120
<b>Mg</b>	<b>633</b>	<b>690</b>	<b>748</b>	<b>805</b>	<b>863</b>	<b>920</b>	<b>978</b>	<b>1035</b>	<b>1093</b>	<b>1150</b>	<b>1208</b>	<b>1266</b>	<b>1323</b>	<b>1381</b>
<b>Bh enf</b>	<b>576</b>	<b>628</b>	<b>680</b>	<b>733</b>	<b>785</b>	<b>837</b>	<b>889</b>	<b>942</b>	<b>994</b>	<b>1046</b>				
<b>Bh exp</b>	<b>375</b>	<b>409</b>	<b>444</b>	<b>478</b>	<b>512</b>	<b>546</b>	<b>580</b>	<b>614</b>	<b>648</b>	<b>682</b>				
<b>Maïs ensil.</b>														
Rdt t/ha	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
	<b>175</b>	<b>211</b>	<b>246</b>	<b>281</b>	<b>316</b>	<b>351</b>	<b>386</b>	<b>421</b>	<b>456</b>	<b>491</b>	<b>526</b>	<b>561</b>	<b>596</b>	<b>632</b>
<b>Betteraves</b>														
Rdt t/ha	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100	105	
	<b>349</b>	<b>388</b>	<b>427</b>	<b>465</b>	<b>504</b>	<b>543</b>	<b>582</b>	<b>620</b>	<b>659</b>	<b>698</b>	<b>737</b>	<b>776</b>	<b>814</b>	
<b>Pois,</b>	<b>600</b>													
<b>Soja<sup>a</sup></b>	<b>500</b>													
<b>Colza</b>	<b>700</b>													
<b>Tourn.<sup>b</sup></b>	<b>700</b>													
<b>Engr. vert</b>	<b>300</b>													
<b>P. de terre</b>	<b>100</b>													
<b>Luzerne<sup>b</sup></b>	<b>750</b>													
<b>Prairie<sup>a</sup></b>	<b>1500</b>													
<b>Fumier<sup>c</sup></b>														
t/ha	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	> 60		
<b>Stab. libre</b>	<b>270</b>	<b>540</b>	<b>810</b>	<b>1080</b>	<b>1350</b>	<b>1620</b>	<b>1890</b>	<b>2160</b>	<b>2430</b>	<b>2700</b>	<b>2970</b>	<b>3240</b>		
<b>Stab.</b>	<b>225</b>	<b>450</b>	<b>675</b>	<b>900</b>	<b>1125</b>	<b>1350</b>	<b>1575</b>	<b>1800</b>	<b>2025</b>	<b>2250</b>	<b>2475</b>	<b>2700</b>		
<b>Entr.</b>														

<sup>a</sup> Basé sur Neyroud et al., 1997)

<sup>b</sup> Estimation

<sup>c</sup> Calculé avec un coefficient isohumique de 0,3 et des teneurs en matière organique tirée de Leclerc, 1995)

**Tab. 3 :** Valeurs du facteur de pondération fr, système de culture (Mary et Guerif, 1994).

Résidus de récolte	Fréquence des apports organiques			
	>10 ans	5 à 10 ans	3 à 5 ans	<3ans
Enlevé ou brûlés	0,8	0,9	1,0	1,1
Enfouis une fois sur deux	0,9	1,0	1,1	1,2
Toujours enfouis	1,0	1,1	1,2	1,3

## ANNEXE C1

### Détail du calcul des apports d'humus recommandés $A_R$

	Classe argile									
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50
<b>2,5 % Calcaire</b>										
k2	0,0286	0,0233	0,0197	0,0170	0,0150	0,0134	0,0121	0,0111	0,0102	0,0094
da	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35
profondeur (cm)	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
masse terre T (t/ha)	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050
teneur satisfaisante ( $\tau_e$ )	0,0245	0,022	0,02	0,02	0,02	0,02	0,022	0,0245	0,0275	0,0305
<b><math>A_R</math> (kg MO / ha)</b>	<b>2840</b>	<b>2078</b>	<b>1595</b>	<b>1380</b>	<b>1156</b>	<b>1088</b>	<b>1082</b>	<b>1100</b>	<b>1135</b>	<b>1166</b>
<b>10% Calcaire</b>										
k2	0,0258	0,0210	0,0178	0,0154	0,0136	0,0121	0,0110	0,0100	0,0092	0,0085
da	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35
profondeur (cm)	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
masse terre T (t/ha)	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050
teneur satisfaisante ( $\tau_e$ )	0,0245	0,022	0,02	0,02	0,02	0,02	0,022	0,0245	0,0275	0,0305
<b><math>A_R</math> (kg MO / ha)</b>	<b>2563</b>	<b>1875</b>	<b>1439</b>	<b>1245</b>	<b>1098</b>	<b>981</b>	<b>976</b>	<b>992</b>	<b>1024</b>	<b>1052</b>
<b>20 % Calcaire</b>										
k2	0,0228	0,0186	0,0157	0,0136	0,0120	0,0107	0,0097	0,0088	0,0081	0,0075
da	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35
profondeur (cm)	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
masse terre T (t/ha)	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050	4050
teneur satisfaisante ( $\tau_e$ )	0,0245	0,022	0,02	0,02	0,02	0,02	0,022	0,0245	0,0275	0,0305
<b><math>A_R</math> (kg MO / ha)</b>	<b>2267</b>	<b>1659</b>	<b>1273</b>	<b>1102</b>	<b>971</b>	<b>868</b>	<b>864</b>	<b>878</b>	<b>906</b>	<b>930</b>





## D. INDICATEUR *PHOSPHORE* ( $I_P$ )

### 1. Remarque préliminaire

- Cet indicateur est un indicateur agro-écologique d'impact calculé sur la parcelle

### 2. Objectifs

- Évaluer l'impact des pratiques de fertilisation phosphatée sur la qualité chimique du sol et sur l'économie des ressources non renouvelables dont fait parti le phosphore (Mengel, 1997). Le principe est que les apports doivent correspondre aux besoins pour éviter les gaspillages et l'enrichissement excessif ou à l'inverse un appauvrissement des sols. D'une manière indirecte l'indicateur prend en compte un risque pour les eaux de surface et de profondeur en mettant en évidence les situations d'excès d'apport en phosphore, auxquelles ces risques sont liés (Sharpley et al., 2000).

### 3. Hypothèses

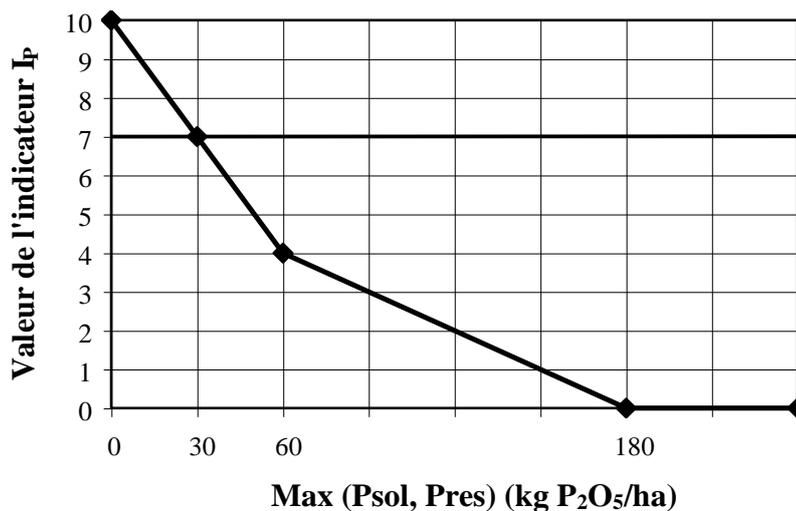
L'indicateur repose sur la comparaison des apports (minéraux et organiques) avec une dose recommandée calculée avec une nouvelle méthode de prescription REGIFERT développée par l'INRA (Pellerin et al., 2000 ; Colomb et al., 1999). Celle-ci est supposée prendre en compte la nécessité d'assurer une alimentation indispensable au bon développement de la culture, donc ne pas appauvrir le sol (cf. qualité chimique du sol) sans entraîner un enrichissement excessif des sols (cf économie de ressources renouvelables).

Cette approche a été préférée à l'approche classique d'un bilan apports-exportations qui ne tient pas compte des besoins de la plante, ni de la teneur du sol, ni de l'immobilisation du phosphore par le sol. Le calcul d'une dose recommandée selon une méthode comme REGIFERT permet d'inclure ces paramètres et fournit une donnée intéressante pour le conseil agronomique qui sera basé sur l'indicateur.

### 4. Mode de calcul

- Calcul au niveau de chaque parcelle.
- Pour l'exploitation, l'indicateur est obtenu par une moyenne pondérée des valeurs parcellaires au prorata de la surface de chaque parcelle.
- Calcul de deux modules :
  - ⇒ **Psol** : module prenant en compte l'impact sur la qualité chimique du sol (i.e. l'épuisement des réserves en P assimilable)
  - ⇒ **Pres** : module prenant en compte l'impact sur les réserves en ressources non renouvelables) (i.e. le gaspillage du P extrait des mines)

**Psol** et **Pres** sont basé sur le calcul d'un écart à une dose recommandée. L'indicateur est basé sur l'évaluation des excès et manque au travers des deux modules, Psol et Pres. Il est possible que les deux modules soient non nul en cas d'un apport d'une dose en excès d'engrais non-assimilable (cf. §5). L'indicateur prendra en compte le plus grand écart à la dose recommandée, qui sera soustrait à la valeur 10 qui indique un respect de la valeur recommandée



L'indicateur est calculé en fonction de  $\langle \text{Max}(\text{Psol}, \text{Pres}) \rangle$  de la manière suivante :

On a donc :

- La valeur 10 correspond à un respect de la dose recommandée
- La valeur 7 correspond à un écart de référence (niveau maximal acceptable cf. §6)
- Si les écarts sont compris entre le niveau de référence et le double on a :

- $I_p = 10 - \text{Max}(\text{Psol}, \text{Pres})/C \Rightarrow C = \text{écart de référence} / 3$

-

avec  $C = 30/3$ . La justification du choix de la valeur de 30 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha pour l'écart de référence est donnée au §6.

Pour des écarts supérieurs au double de l'écart de référence on a :

- $I_p = 10 - (2 * \text{écart de référence}/C) - [(\text{Max}(\text{Psol}, \text{Pres}) - 2 * \text{écart de référence}) / \text{écart de référence}]$
- En cas de valeur négative de I<sub>p</sub> (écart supérieur à 6 \* écart de référence), on ramène la valeur à 0

## 5. Détail du calcul

### 5.1. Calcul des deux modules

Le calcul des deux modules reposent sur la comparaison de la dose de P assimilable (pour le module Psol) ou total (pour le module Pres) avec la dose recommandée (terme D)

#### 5.1.1. Calcul du module Psol

On pose :  $D = X_a - X_R$

avec  $X_a$  dose « assimilable » (cf. §5.1.3.)

$X_R$  : dose recommandée calculée avec la méthode REGIFERT ou équivalente

Si  $D < 0$  ( $P_2O_5/ha$ ) alors  $Psol = -D$

*Dans ce cas, l'écart à la dose  $D$  indiquant un manque de phosphore normé sur l'égalité 1 point = 30 kg  $P_2O_5/ha$  est soustraite à la valeur recommandée de l'indicateur 7.*

Si  $D \geq 0$  ( $P_2O_5/ha$ ) alors  $Psol = 0$

*Pour ce module, l'excès de  $P$  n'est pas considéré comme négatif*

### 5.1.2. Calcul du module Pres

On pose :  $D = X - X_R$

avec :

$X$  dose totale de  $P_2O_5$  ( minéral et organique en équivalent engrais d'après Bodet et al., 2001)  
cf. Annexe E6 de l'indicateur azote)

*Un excès de  $P$  organique est aussi considéré comme un gaspillage car il aurait pu être épandu à la place du  $P$  minéral (qui est proprement dit non renouvelable) sur une autre parcelle.*

$X_R$  : dose recommandée calculée avec la méthode REGIFERT ou équivalente

Si  $D > 0$  ( $P_2O_5/ha$ ), alors  $Pres = D$

*Dans ce cas, l'écart à la dose  $D$  indiquant un excès de phosphore normé sur l'égalité 1 point = 30 kg  $P_2O_5/ha$  est soustraite à la valeur recommandée 7.*

Si  $D \leq 0$  ( $P_2O_5/ha$ ) alors  $Pres = 0$

*Pour ce module, Un manque de  $P$  n'est pas considéré comme négatif*

### 5.1.3. Calcul de la dose « assimilable » ( $X_a$ ) pour le module Psol

La forme de l'engrais joue aussi un rôle dans le maintien de la fertilité phosphatée des sols. On propose d'en tenir compte de la manière suivante, sur la base des recommandations donnés dans le Tab. 1 :

#### Pour chaque apport $i$

Si la forme de l'engrais est **conseillée** (ou acceptable) alors  $X_{a_i} = X_{e_i}$

avec  $X_{e_i}$  : dose de l'engrais  $i$

Si la forme de l'engrais est **déconseillée** alors  $X_{a_i} = 0$

La dose total  $X_a$  sera égale à :  $X_a = \sum X_{a_i} + X_{org}$

$X_{org}$  : apport en  $P$  des déjections animales ou autre amendement organiques en équivalent engrais en se basant sur les données de Bodet et al., 2001

#### 5.1.4. Cas particulier des apports bloqués en tête de rotation ou modulés

Si une mesure du pouvoir fixateur du sol montre un niveau « faible » à « assez faible », il est possible selon les conseils de REGIFERT de bloquer la fumure en tête de la rotation ou de moduler la dose en cas de monoculture (une dose élevée suivie de dose plus faible).

Nous proposons dans les situations de faible pouvoir fixateur ou de niveau modéré qui a été mesuré de limiter la durée de blocage ou de modulation sur 3 ans. Un algorithme spécifique est développé pour tenir compte de ce cas de figure.

#### 6. Références pour la valeur recommandée ( $I_P = 7$ )

- Respect de la forme de l'engrais recommandée (pas de phosphates naturels pour pH sol > 6), des fréquences d'apport
- Respect des doses recommandées selon la méthode REGIFERT développée par l'INRA (Pellerin et al., 2000 ; Colomb et al., 1999) à  $\pm 30 \text{ kg P}_2\text{O}_5/\text{ha}$ . Cette valeur de tolérance est inspirée de Eckert et al., 2000 qui ont fixé pour leur bilan P à l'exploitation après consultation d'experts une tolérance à  $\pm 15 \text{ kg P}$ , ce qui revient à  $\pm 30 \text{ kg P}_2\text{O}_5/\text{ha}$  (en fait 34 kg /ha, que nous avons décidé d'arrondir à 30).

## 7. Exemple de calcul

Culture : blé (pailles enfouies) : objectif rendement = 80 q/ha  
Sol moyennement pourvu, pH= 7,8

Engrais solubles,  $X_R=72$  kg  $P_2O_5$ /ha

Apport : 100 kg  $P_2O_5$ /ha sous forme de surperphosphate en plein :  $X = X_a = 100$

**On a donc :  $D = 100 - 72 = 28$**

donc  $P_{sol} = 0$  et  $P_{res} = (100-72) = 28 \leq 60$  kg  $P_2O_5$ /ha, et donc  $C = 10$

$I_p = 10 - \max(P_{sol}, P_{res})/10 = 10 - 28/10 = 7,2$

**Tab. 1 :** Recommandations concernant la forme de l'engrais (A : recommandée ou acceptable ; D : déconseillée), tirées de REGIFERT (Colomb et al., 1999).

Forme	pH ≤ 6,2	6,2 < pH ≤ 7,2	pH > 7,2	
			Calcaire ≤ 10 %	Calcaire > 10 %
<u>Pouvoir fixateur faible à élevé</u>				
Soluble eau/citrates	A	A	A	A
Bicalciques	A	A	A	
	A			
Scories	A	A	A	D
Phosphate alumino-calciques (phosphal)	D	A	A	D
Phosphates naturelles	A <sup>1</sup>	D	D	D
<u>Pouvoir fixateur très élevé</u>				
Toutes les formes	A	A	A	A

<sup>1</sup> sauf sur sol sableux ou cette forme est aussi déconseillée (Darbin, 1988)



## E. INDICATEUR AZOTE ( $I_N$ )

### 1. Objectifs

Évaluer le risque potentiel des pratiques culturales sur la qualité des eaux souterraines (au travers du lessivage des nitrates,  $NO_3$ ), de l'air (par les émissions du protoxyde d'azote,  $N_2O$ ) et sur le sol et la biodiversité (de manière indirecte par la volatilisation de l'ammoniac,  $NH_3$ , source de retombées atmosphérique) afin d'aider l'agriculteur à adapter sa fertilisation azotée aux principes de la fertilisation raisonnée et sa gestion de l'azote durant l'interculture, de manière à minimiser ces pertes.

*On parlera de risque potentiel car pour des raisons de simplification et de lisibilité, on ne prendra pas compte de l'ensemble des facteurs influant sur les pertes d'azote (Freyer et al., 2000). En effet on ne travaillera pas avec les données climatiques de l'année afin d'éviter que celles-ci ne viennent masquer les risques liées aux pratiques agricoles.*

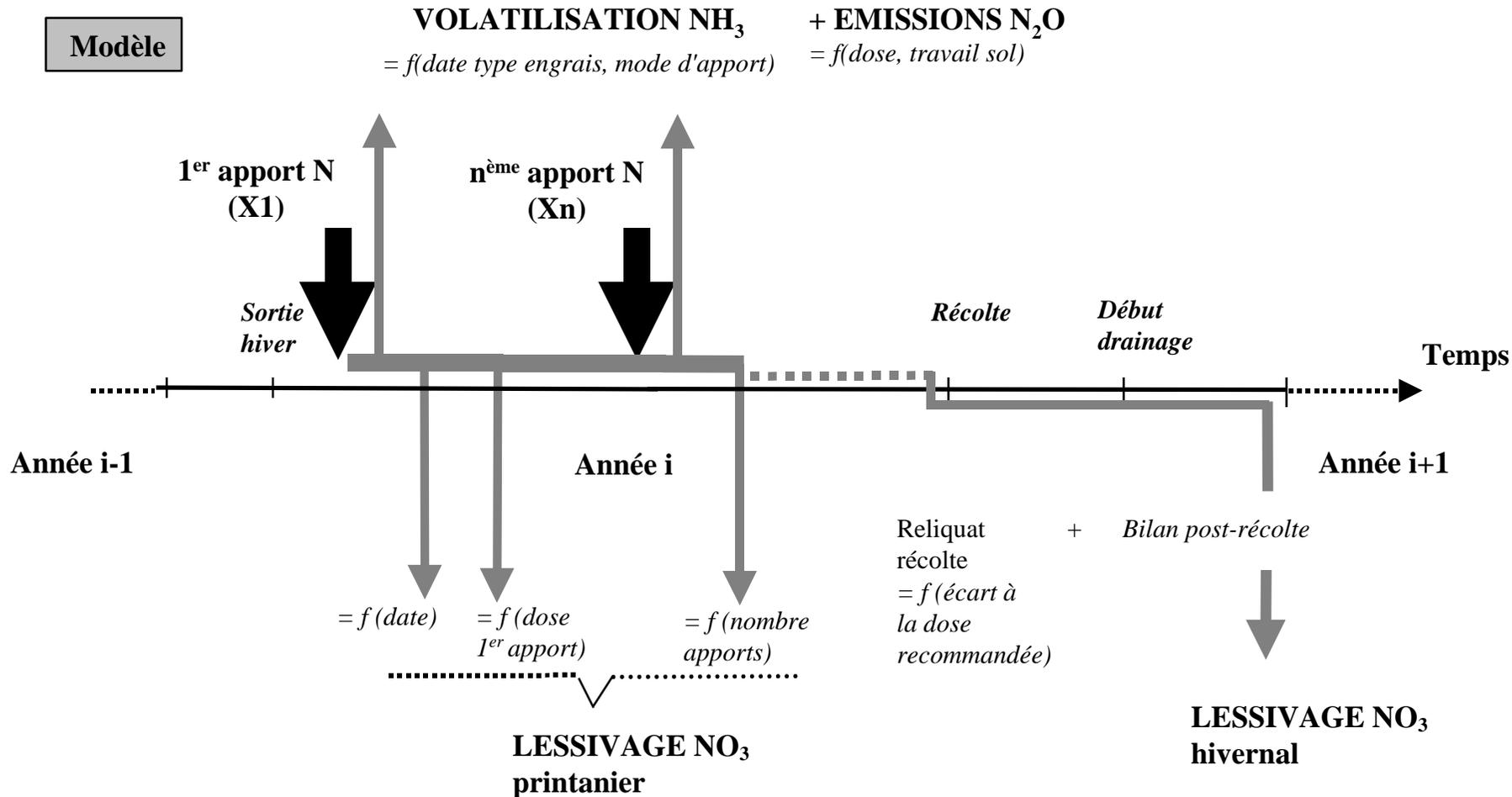
### 2. Construction de l'indicateur

- L'indicateur est construit à partir de trois modules qui reposent respectivement sur le calcul des pertes par lessivage  $NO_3$ , des pertes par émissions de  $N_2O$  et des pertes par volatilisation de  $NH_3$ .
- Les pertes sont estimées chronologiquement à l'aide d'un modèle empirique basé sur le système de culture (itinéraire technique et interculture suivante (Figures 1) : Ainsi la volatilisation est prise en compte en premier, ce phénomène se produisant rapidement dans les heures qui suivent l'apport (Terman, 1979). Le lessivage lié aux apports d'azote est un phénomène plus lent. Ce risque est lié au décalage entre l'apport et la phase d'absorption par la culture. L'étape suivante est l'estimation du risque de lessivage hivernal post-récolte dû à la gestion de l'interculture et à une éventuelle surfertilisation (Machet et al., 1997). Enfin faute d'informations suffisantes sur leur chronologie (Germon et al., 1999 ; Conen et al., 2000), nous estimerons les pertes de  $N_2O$  par rapport à la dose globale dont on a enlevé les pertes par volatilisation (Bouwman, 1996) et lessivage.
- Chaque module comme l'indicateur global  $I_N$  est exprimé sur une échelle entre 0 et 10 comme pour l'ensemble des indicateurs de la méthode INDIGO :

### 3. Mode de calcul

- Calcul de l'indicateur :
  - au niveau de la parcelle dans un premier temps .
  - au niveau de l'exploitation dans un second temps. L'indicateur est obtenu par une moyenne pondérée des valeurs parcellaires au prorata de la surface de chaque parcelle.
  - Pour les pertes suite aux apports d'engrais et de fertilisant organique de l'année calendaire. Pour le lessivage hivernal, le calcul est donc effectué pour la période de drainage suivant les cultures qui commencent généralement en automne (Machet et al., 1997).

*Nous avons décidé d'inclure l'interculture suivante dans le calcul, car les risques de pertes sont étroitement liés à la gestion de l'azote durant la culture de l'année considérée.*

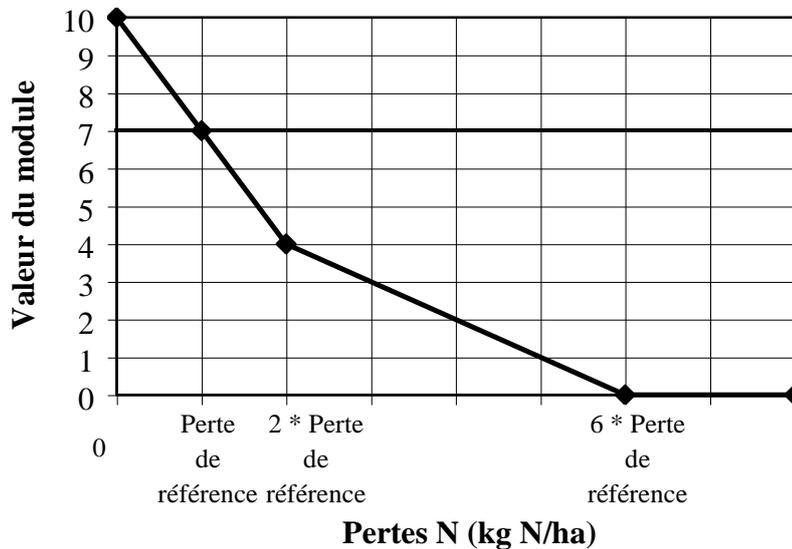


**Indicateur**  $I_{NO_3}$  ou  $I_{NH_3}$  ou  $I_{N_2O}$  = module de pertes d'azote ramené entre 0 et 10

$$I_N = \text{Minimum} (I_{NO_3}, I_{NH_3}, I_{N_2O})$$

**Figure 1-** Présentation générale de la démarche de construction de l'indicateur azote. Entre parenthèse sont données les pratiques culturales prises en compte. Des caractéristique des sols st des données climatiques moyennes entrent aussi dans l'estimation des différentes types de pertes d'azote.

- **Pour chaque module** (lessivage de  $\text{NO}_3$ , volatilisation de  $\text{NH}_3$  et émission de  $\text{N}_2\text{O}$ ), les pertes sont comparées à un niveau de référence et retransformées pour obtenir un indicateur entre 0 et 10 comme montrée par la Figure 2. L'utilisation de droite facilite le calcul. Cependant pour augmenter la sensibilité de l'indicateur aux niveaux de pertes élevés, il est apparu nécessaire d'avoir 2 domaines pour les pertes avec des droites de pentes différentes.



**Figure 2-** Calcul des modules  $I_{\text{NO}_3}$   $I_{\text{NH}_3}$   $I_{\text{N}_2\text{O}}$  (lessivage de  $\text{NO}_3$ , volatilisation de  $\text{NH}_3$  et émission de  $\text{N}_2\text{O}$ ) à partir de l'estimation des pertes d'azote (Figure 1).

On a donc :

- La valeur 10 correspond à des pertes nulles
- La valeur 7 correspond au niveau de perte de référence (niveau maximal acceptable cf. §5)
- Si les pertes sont comprise entre le niveau de référence et le double on a :

$$I = 7 = 10 - \text{perte}/C \Rightarrow C = \text{perte de référence} / 3$$

- Pour des pertes supérieures au double des pertes de référence on a :

- $I = 10 - 2 * \text{perte de référence}/C - (\text{Perte} - 2 * \text{perte de référence})/\text{perte de référence}$
- **En cas de valeur négative de I (perte supérieure à 6 \* perte de référence), on ramène la valeur à 0**

- L'indicateur final sera le minimum des trois modules de pertes (par lessivage  $\text{NO}_3$ , des pertes par émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et des pertes par volatilisation de  $\text{NH}_3$ ) qui sont chacun exprimé sur la même échelle entre 0 et 10 :

$$I_N = \text{Minimum}(I_{\text{NO}_3}, I_{\text{NH}_3}, I_{\text{N}_2\text{O}})$$

*Nous avons choisi de prendre le minimum pour éviter qu'un module ne compense un autre et pour garder une lisibilité à l'indicateur. Les trois modules reposant sur un calcul d'un niveau de perte relatif en kg N / ha par rapport à un niveau de référence, il est possible de comparer ces valeurs.*

*Une autre source de perte d'azote existe via les émissions d'azote sous forme NO dont les retombées sous forme sèche ont le même effet que les retombées ammoniacale et intervient dans la formation d'ozone troposphérique, source de pollution atmosphérique (Freibauer et Kaltschmitt, 2000). La part de l'agriculture dans ces émissions en France reste est très faible par rapport aux émissions de NH3 majoritairement d'origine agricole (IFEN, 1997). Par souci de simplification, nous proposons de négliger ce poste.*

### **Remarque pour le calcul à l'échelle de l'exploitation**

Pour obtenir la valeur finale au niveau de l'exploitation, les trois modules sont calculés au niveau de l'exploitation par une moyenne pondérée au prorata de la surface des parcelles. L'indicateur final est obtenu en prenant le minimum des trois modules de pertes calculés au niveau de l'exploitation, ceci pour éviter de sommer des indicateurs parcellaires prenant un risque différent (Ex : pour une parcelle A le risque NO<sub>3</sub>, pour une parcelle B le risque NH<sub>3</sub> et pour une parcelle C le risque N<sub>2</sub>O).

## **4. Détail du calcul**

### **4.1. Estimation des pertes par volatilisation (Volat. NH<sub>3</sub>)**

On pose :

**Volat. NH<sub>3</sub> =  $\Sigma$ (Dose \* Coefficient volatilisation)**

avec **Dose** : dose d'azote de l'engrais (quantité d'azote sous forme NH<sub>3</sub> pour les fertilisants organiques) de chaque apport

**Coefficient volatilisation** : coefficient de volatilisation inspiré de données de la littérature (cf. Annexe 1).

- Le coefficient de volatilisation varie en fonction du type de fertilisant, du type de sol (calcaire ou non) et de l'enfouissement ou non du fertilisant.
- Un certain nombre de fertilisants minéraux (solution liquide, urée, diammonium phosphate, sulfate d'ammoniaque), et organiques (lisiers, fientes, boues) présentent un risque de volatilisation.
- « L'enfouissement » peut se faire par travail du sol, injection ou irrigation. Pour qu'il soit pris en compte, il doit être rapide (dans les 24 h) vue la rapidité de la volatilisation.

### **Remarque sur les fertilisants organiques**

Il s'agit de la fraction ammoniacale ou uréique qui est sujette à la volatilisation et qui correspond à peu près à la part minérale des effluents. Elle varie entre 0 % (compost de fumier de bovin) à 70 % (fientes et fumiers de volailles) d'après Bodet et al., 2001, p.37).

## 4.2. Estimation du risque de lessivage suite aux apports d'azote (LP)

Les risques de lessivage des nitrates se situent après les apports d'azote (LP), à la sortie de l'hiver et au printemps principalement, et, durant la période hivernale après la culture (LH, cf. §4.3.).

Le module  $I_{NO_3}$  résultera de la somme de l'ensemble des quantités d'azote lessivées :

$$I_{NO_3} = LP + LH$$

### 4.2.1. Hypothèses à la base du calcul de LP

Ce poste est assez difficile à estimer et devrait faire l'objet d'une estimation de l'état hydrique du sol au moment de l'apport et d'une étude fréquentielle des précipitations après chaque apport à quoi doivent être enlevé l'absorption par le couvert et la réorganisation de l'engrais (Recous et al., 1997). Ceci nous amènerait trop loin et nous oblige à émettre un certain nombre d'hypothèses simplificatrices :

- On suppose qu'au stade où la plante a absorbé 50 % de l'azote total le risque devient quasi nul. En effet à ce stade, l'azote apporté est rapidement absorbé par la plante ou réorganisé (Recous et al., 1997). Par ailleurs l'évapotranspiration de la culture n'est pas loin de son pic, ce qui limite le drainage en cas de précipitation et donc le lessivage.
- Plus l'apport est éloigné de cette période d'absorption intense, plus le risque augmente car l'azote restera plus longtemps dans le sol et pourra donc être lessivé en cas d'un épisode pluvieux assez intense. En supposant que le sol soit saturé au moment de l'apport, que les précipitations et l'ETP soient également réparties après l'apport, l'excédent hydrique sera proportionnel à l'éloignement par rapport au moment où le risque devient nul. De même avec ces hypothèses, on pourra sommer les risques liés à chaque apport en cas de fractionnement des apports.
- Pour les cultures d'hiver, les apports peuvent se faire dès début janvier, période de drainage hivernal. Pour les cultures de printemps, les apports sont effectués plus tardivement (mars à juin). Dans certaines régions, l'étude des bilans hydriques montre en moyenne un risque faible de drainage voire nul en moyenne. Dans ce cas, on peut prendre des données d'année humide (Ex : 1 année sur 5) et on introduit un facteur fréquence (Ex : 0,2) dans le calcul pour approcher une valeur moyenne.

### 4.2.2. Calcul du lessivage suite aux apports d'azote LP cf. encadré page suivante

### *Calcul du lessivage de l'azote suite aux apports d'azote (LP)*

#### *Calcul de $L_i$ , lessivage de l'azote de l'engrais suivant chaque apport $i$*

A partir des hypothèses émises on peut poser :  $L_i = X_i' * \text{Coefficient lessivage}(\text{BH} * t_i) * f$   
avec :

- $X_i'$  : la dose d'azote de l'apport ( $X_i$ ) à laquelle on a déduit les pertes par volatilisation ( $V_i$ )  
:  $X_i' = X_i - V_i$
- **Le Coefficient lessivage:** Coefficient de lessivage de l'engrais obtenu avec le modèle de BURNS (Annexe 3) pour un drainage (**BH**) pondéré par le facteur  $t_i$
- $t_i$  : facteur de pondération du bilan hydrique qui marque l'éloignement de l'apport  $i$  à la phase d'absorption intense où le risque est supposé être nul

$$t_i = \text{Ecart}[\text{date apport} - \text{date 50 \% N}] / \text{écart}[\text{to} - \text{date 50 \% N}] \quad (t_i \leq 1)$$

avec :

**date 50 % N** est le nombre de jours moyen d'atteinte de 50 % d'azote absorbé, moment d'absorption intense où le risque de perte est très limité. Ce nombre de jour est fixé à partir de courbes d'absorption données par Carlotti, 1992) pour un certain nombre de cultures (Annexe 2, Tab.1). Pour les cultures d'hiver on se limite au 31/3.

**to** est le début de la période de risque pour le calcul du lessivage après apport :

Pour cultures d'hiver : to = 1 janvier

Pour cultures de printemps : to = date de semis (en cas d'apport avant semis,  $t_i = 1$ )

- **f** : fréquence d'une période humide après l'apport (Pour les apports hivernaux, on peut prendre des données moyennes, et dans ce cas  $f=1$ . Par contre, pour les apports plus tardifs en période en moyenne plus sèche, on prendra des données d'année humide (Ex : 1 année sur 5) et dans ce cas,  $f$  sera calé sur ce choix (Ex :  $f = 0,2$ ).

#### *Calcul du lessivage total suite aux apports d'azote (LP)*

Une fois les pertes calculées après chaque apport, le lessivage lié aux modalités d'apport résulte de la somme des pertes pour chaque apport  $i$  :

$$LP = \sum L_i$$

### 4.2.3. Attribution des pertes de lessivage à une des modalités des apports

Pour apporter des éléments de diagnostic supplémentaires et identifier les modalités d'apports qui sont à l'origine du lessivage, on se propose de relier le lessivage après apport aux modalités suivantes qui sont susceptibles de causer problèmes, date d'apport (Lda), dose du premier apport (Ld1) et fractionnement(Lfr ) en appliquant les règles de décisions suivantes :

On a :  $LP = \sum Li$

**1) Si le lessivage est nul:**

**$LP = 0 \Rightarrow Lda = Ld1 = Lfr = 0$**

**2) S'il y a risque de lessivage :**

Pour chaque apport i :

- Si la date d'apport n'est pas respectée (Annexe 2, Tab.2) :

**$Ldai = Li$**

Pour l'ensemble des apports trop précoces, on fait la somme des pertes :  **$Lda = \sum Ldai$**

- Pour les apports dont la date d'apport est respectée (Annexe 2, Tab.2):

Si c'est le premier apport :

**$Ld1 = L1$**

pour les apports suivants :

**$Lfr = \sum Li \quad (i > 1)$**

On aura donc :  **$LP = Lda + Ld1 + Lfr$**

#### Remarque sur les fertilisants organiques

Si ce type de fertilisant est amené avant l'hiver, ce qui est fréquemment le cas, le risque de perte par lessivage est pris en compte au niveau du bilan interculture (cf. §5.3.5.). Si l'apport est effectué durant l'hiver, on ne prendra en compte dans la dose X que la fraction minérale de l'apport qui varie entre 0 % (compost de fumier de bovin) à 70 % (fientes et fumiers de volailles) d'après Bodet et al., 2001, p.37). La prise en compte de la part d'azote disponible est traitée en Annexe E6 ,

### 4.3. Risque de lessivage hivernal (LH)

#### 4.3.1. Hypothèses à la base du calcul

Le risque de lessivage hivernal est estimé pour la période de drainage suivant la culture de l'année étudiée. Cette phase de drainage peut correspondre à l'interculture quand celle-ci est longue (culture suivante semée au printemps) mais peut aussi s'étaler sur la phase de démarrage de la culture d'hiver suivante. Une autre solution aurait été de travailler de récolte à récolte. Mais la solution retenue permet de prendre en compte l'effet de la culture sur l'interculture et la période de drainage au travers de la minéralisation des résidus de récolte, des reliquats éventuels liées à une surfertilisation de la culture. Les éventuels apports d'azote effectués avant l'hiver seront inclus. La démarche que nous avons adoptée rejoint celle du groupe azote du COMIFER (Azote, 2002), tout en reposant sur certaines simplifications :

- On calcule un bilan récolte-fin drainage d'azote minéral. Un éventuel excédent constituera la part susceptible d'être lessivée. Si on fait coïncider la période de drainage avec le début de l'hiver et sous climat à hiver froid où tous les processus de transformation de l'azote dans le sol et d'absorption des plantes sont au ralenti, le calcul du bilan revient donc à estimer le reliquat entrée hiver-début drainage, qui donne une bonne estimation du risque de lessivage hivernal (Machet et al., 1997). Cette coïncidence n'est pas totalement exact, le drainage commençant souvent un peu plus tôt (Bouthier et al., 2000) mais peut aussi se produire un peu plus tard. Mais les effets sur le calcul sont supposés être négligeables.
- Par ailleurs sous climats plus doux, la croissance ainsi que les processus de transformation de l'azote continuent durant l'hiver. Les différents termes du bilan seront dans ce cas majorés et en cas de culture d'hiver, l'évapotranspiration ne pourra être assimilée à celle d'un sol nu et devra aussi être majorée. Par ailleurs, la minéralisation ne s'arrête pas. Dans ce cas il faut renseigner un paramètre, le % de minéralisation annuelle durant la phase de drainage (janvier-mars) et on considérera que la moitié de cette quantité est susceptible d'être lessivée (voir encadré page suivante).

#### 4.3.2. Calcul du lessivage hivernal (LH) cf. encadré page suivante

**LH = Bilan N postrécolte \* Coefficient de lessivage (BHh-Cons) + Bilan N drainage \* Coefficient de lessivage (BHh/2)+**

avec **Bilan N postrécolte** : bilan entrée-sortie de l'azote minéral  
sur la période récolte-début de période de drainage  
(de l'hiver en région à climat froid)

**Coefficient lessivage:** Coefficient de lessivage de l'azote dans le profil obtenu avec le modèle de BURNS (Annexe 3) pour la période de drainage au bilan hydrique hivernal moyen (BHh) pour sol nu et la consommation en eau d'une culture d'hiver ou intermédiaire (Cons) (Tab. 7).

**Définitions des différents termes du bilan d'azote minéral postrécolte  
(Tableaux en Annexe 2)**

**Les entrées** sont :

**N<sub>rr</sub>** : Reliquats incompressibles en cas de dose ajustée (Tab. 3)

**N<sub>re</sub>** : Reliquat dû à une surfertilisation (cf. §4.3.3.)

**N<sub>mr</sub>** : l'azote venant de la minéralisation nette des résidus de récolte avant hiver. (Tab. 4)

(En cas de réorganisation nette, **N<sub>mr</sub>** <0. Dans ce cas ce terme constitue une sortie).

**N<sub>mh</sub>** : L'azote venant de la minéralisation de l'humus durant l'interculture

$N_{mh} = N_{hh} \cdot Ic$  avec **N<sub>hh</sub>** : Minéralisation annuelle en fonction de la nature du sol (Tab. 5)

**Ic** : Fraction de la minéralisation annuelle durant l'interculture (Tab. 6)

Sous climat à hiver doux :  $N_{mh} = (N_{hh} \cdot Ic) + N_{hh} \cdot Fmh/2$

avec **Fmh** : % de minéralisation annuelle durant la phase de drainage (janvier-mars)

**N<sub>Xm</sub>** : L'azote venant d'un apport d'engrais minéral entre la date de récolte et le 31 décembre (la volatilisation étant soustraite)

**N<sub>Xo</sub>** : L'azote venant d'un apport d'engrais organique entre la date de récolte et le 31 décembre (la volatilisation étant soustraite).

*Les termes **N<sub>rr</sub>**, **N<sub>hh</sub>**, **Ic** peuvent être rapprochés respectivement des termes **R<sub>f</sub>**, **M<sub>hb</sub>**, et du coefficient « temps » dans le modèle AZOBIL (Taureau et al., 1996).*

**Les sorties** sont :

**N<sub>abs</sub>** : L'azote absorbé par un couvert durant l'interculture (culture intermédiaire) en l'absence de limitation d'azote. **N<sub>abs</sub>** varie en fonction de la culture et de la date de semis (Tab. 7).

**Le bilan** est donc : **BI = N<sub>rr</sub> + N<sub>re</sub> + N<sub>mr</sub> + N<sub>mh</sub> + N<sub>Xm</sub> + N<sub>Xo</sub> - N<sub>abs</sub>**

**Remarque :**

Le cas où **BI** est négatif signifierait qu'**N<sub>abs</sub>** > azote présent dans le sol, ce qui est impossible. L'azote est limitant et **N<sub>abs</sub>** est alors plus faible, d'où **BI = 0**

Cependant, ce bilan est calculé sur une absorption potentielle du couvert qui ne se réalise pas forcément en raison d'accidents climatiques et autres facteurs. Pour éviter de donner une image trop positive, nous proposons de fixer pour le bilan dans le cas des cultures annuelles **une valeur minimale : **Bi** > Reliquat récolte incompressible**

On considère que le profil ne peut pas être entièrement épuisé

### 4.3.3. Risque dû à une surfertilisation et de sous-fertilisation (calcul d'une augmentation des reliquats $N_{re}$ )

De nombreux travaux (Chaney, 1990 ; Richards et al., 1996 ; Machet et al., 1997) ont montré qu'une situation de surfertilisation, (i.e. la dose apportée dépasse la dose optimale nécessaire pour obtenir le rendement optimum) entraîne une augmentation des reliquats à la récolte et donc le risque de lessivage hivernal.

Cette augmentation des reliquats ( $N_{re}$ ) sera proportionnelle à l'écart de la dose totale (dont on a retiré les pertes de volatilisation et de lessivage faisant suite aux apports) à la dose optimale, affectée d'un facteur qui traduit entre autres des « consommations de luxe » de la culture, et une réorganisation de l'azote de l'engrais. Nous proposons de prendre pour ce facteur une valeur de 0,50, inspirée de Machet et al., 1997) .

En revanche dans le cas d'une sous-fertilisation , les reliquats sont faibles et ne diminuent normalement pas en fonction de l'écart à la dose recommandée (Chaney, 1990 ; Richards et al., 1996 ; Machet et al., 1997). On prendra des valeurs de reliquats « incompressibles »  $N_{rr}$

On a donc

<i>Calcul de l'augmentation du reliquat (<math>N_{re}</math>)</i>	
<b><math>N_{re} = 0</math></b>	en cas de sous-fertilisation
<b><math>N_{re} = 0,50 \cdot (X'' - X_R)</math></b> avec	en cas de surfertilisation
<p><b><math>X_R</math></b> : la dose recommandée calculée pour la culture sur la base <u>d'un objectif de rendement réaliste (1 année sur 2)</u> avec les méthodes disponibles et validées (méthode des bilans, bilan simplifié (Meynard et al., 1997), <b>et ajustée éventuellement par une méthode de pilotage (JUBIL ...)</b>. Si l'agriculteur n'a pas calculé cette donnée, le calcul doit être effectué a posteriori avec l'aide du conseiller ou de celui qui met en œuvre le calcul de l'indicateur.</p>	
<p><b><math>X''</math></b> : Dose totale d'azote minéral et organique (cf. Annexe 6) disponible pour la culture (<b><math>X</math></b>) à laquelle on a déduit les pertes pour l'ensemble des apports <math>i</math> :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- par volatilisation <math>V = \sum V_i</math></li> <li>- par lessivage <math>L = \sum L_i</math></li> </ul> <p><b><math>X'' = X - V - L</math></b></p>	

#### **Remarque sur le calcul de $N_{re}$ :**

Le calcul de  $N_{re}$  est basé sur l'écart de la dose totale d'azote à une dose recommandée qui doit être calculée sur une méthode validée approchant les besoins de la culture. Le calcul de cette dose repose sur l'estimation d'un rendement objectif ou moyen. Une autre possibilité très judicieuse, si on veut approcher les risques de pertes réelles, aurait été d'utiliser le rendement de l'année et de calcul a posteriori les besoins de la culture, démarchée adoptée par Aimon-Marié et al., 2001) dans l'indicateur EQUIF. Mais vu notre objectif de mettre en évidence les pertes potentielles liées au système de culture, nous avons préféré travailler avec un rendement moyen plutôt qu'un rendement réel fluctuant d'année en année et pouvant masquer les écarts liés aux pratiques.

#### 4.4. Estimation des émissions de N<sub>2</sub>O

##### 4.4.1. Hypothèses à la base du calcul

- Nous ne prendrons que les émissions liées à l'apport d'azote sous forme minérale ou organique et ne tiendrons pas compte des émissions naturelles du sol en l'absence de fertilisant. Nous considérerons cette part comme « incompressible » et non liée à l'activité agricole. La part des fertilisants minéraux représente environ 30 % des émissions d'origine anthropique (Olivier et al., 1998) et celle des effluents d'élevage une part analogue. Ce poste n'est donc pas à négliger.
- Nous nous appuyerons sur les travaux de Bouwman, 1996) qui a proposé un facteur d'émissions pour les fertilisants minéraux de 1,25% N<sub>2</sub>O-N par kg N apporté (N-total pour fertilisants organiques). D'autres auteurs (Germon et al., 1999, Freibauer et Kaltschmitt, 2000) trouvent des valeurs du même ordre de grandeur. Cependant (Germon et al., 1999) montre qu'en situation de surfertilisation, l'augmentation est plus que proportionnelle. Par ailleurs d'autres facteurs entre jeu. Nous proposerons de pondérer ce facteur par différents facteurs de variation.
  - Le type de sol (humifère ou non, calcaire ou non)
  - L'absence de labour
  - Le mode d'application des lisiers (incorporation ou non)
  - La présence d'irrigation ou non

##### Remarques

- Le type de fertilisants n'a pas été retenus pour les engrais minéraux (Germon et al., 1999) mais pour les effluents d'élevage (Pervanchon et al. en préparation)
- Le type de culture peut aussi intervenir notamment par l'intermédiaire de la fixation symbiotique qui susciterait une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O. Nous proposons sur la base de valeurs de Eichner, 1990) une valeur « d'avertissement » de 3 kg N<sub>2</sub>O-N/ha/an, ce qui revient à un module IN<sub>2</sub>O = 7 (cf. §5), ceci pour indiquer que la substitution de la fertilisation minérale par la fertilisation symbiotique n'est pas anodine mais reste cependant acceptable. En effet, les valeurs trouvées pour quelques légumineuses, soja, luzerne ne diffèrent pas en ordre de grandeur des autres cultures fertilisées (Beauchamp, 1997; Mummey et al., 1998).

#### 4.4.2. Calcul des émissions de N<sub>2</sub>O cf. encadré ci-dessous

*Calcul des émissions de N<sub>2</sub>O  
(Tableaux en Annexe 4)*

*En l'absence de surfertilisation (augmentation des reliquats N<sub>re</sub> = 0 (cf §4.3.3))*

$$\text{Emis. N}_2\text{O} = \mathbf{X' * 0,0125 * C_{sol} * C_{travailsoil} * C_{modeapport} * C_{irr}}$$

avec

**X'** : Dose totale d'azote (**X**) à laquelle on a déduit les pertes par volatilisation V. Pour les fertilisants organiques, on prendra la dose totale et non pas la dose disponible pour la culture (Annexe 6).

**C<sub>sol</sub>** : facteur de pondération prenant en compte l'effet sol (Tab. 12).

**C<sub>travailsoil</sub>** : facteur de pondération prenant en compte l'effet du travail du sol (Tab. 13).

**C<sub>modeapport</sub>** : facteur de pondération prenant en compte l'effet du mode d'apport (injection des lisiers) (Tab. 14)

**C<sub>irr</sub>** : facteur de pondération prenant en compte l'effet de l'irrigation (Tab. 15).

*En cas de surfertilisation (augmentation des reliquats N<sub>re</sub> > 0 (cf §4.3.3))*

$$\text{Emis. N}_2\text{O} = (\mathbf{X' * 0,0125 + N_{re} * 0,0175}) * C_{sol} * C_{travailsoil} * C_{modeapport} * C_{irr}$$

*Dans le cas d'une légumineuse : Emis. N<sub>2</sub>O = 3,0 kg N<sub>2</sub>O-N/ha*

#### 4.5. Adaptation aux prairies

Voir Annexe 7

#### 5. Références pour la valeur recommandée (IN = 7)

- La valeur 7 correspond à un niveau de référence que nous avons fixé comme étant le niveau de pertes maximales acceptables, ce qui permet de calculer le facteur de calage pour chaque module :

**C := perte maximale acceptable / 3**

- Pour le lessivage des nitrates, ce niveau de perte est calé sur la norme européenne de qualité de l'eau (50 mgN<sub>03</sub> / l) comme suggéré par Bobbink et al., 1996). Ceci implique de calculer pour chaque sol, un niveau de perte de référence. Ce niveau se calculeront en fonction du drainage calculé (cf. Annexe 3, Tab. 11).
- Pour la volatilisation, nous nous sommes appuyés sur des valeurs de seuil de retombées atmosphériques, au delà desquels, il existe des effets sur la qualité des sols (acidification) ou sur la composition floristique. A partir de la synthèse de Bobbink et al., 1996), on peut fixer ce seuil autour de 20 kg/ha (5-35 kg N/ha selon les effets). Nous prendrons cette valeur comme référence et le facteur de calage C sera donc  $20 / 3 = 6,7 \approx 7$  kg NH<sub>3</sub>-N/ha..
- Pour les pertes de N<sub>2</sub>O, nous n'avons pas de norme. Nous proposons de se baser sur la gamme de variation des pertes dues à l'apport de fertilisants qui se situent entre 0 et  $\approx 10$  kg N<sub>2</sub>O-N/ha pour une majorité de cas tant pour les surfaces cultivées que prairies (Bouwman, 1996). En appliquant une interpolation linéaire, on peut fixer la valeur de référence à 3 kg N<sub>2</sub>O-N/ha et le facteur de calage C sera donc  $3 / 3 = 1$  kg N<sub>2</sub>O -N/ha

## 6. Exemple de calcul

### Données pédoclimatiques :

- Sol sableux limoneux argileux superficiel non calcaire (cailloux 30 %)
- Bilans hydriques pour la période 1/10-31/3 : 180 mm; pour la période printanière : 60mm une année sur 5
- D'où les coefficients de lessivage sont - pour le profil en hiver :  $l_{ph} = 0,78$   
- pour l'engrais au printemps :  $l_{ep} = 0,24$

Ces coefficients sont calculés avec la formule de Burns avec (profondeur de sol = 40 cm, humidité volumique = 0,22 %, RU = 40mm)

### Données culturales:

- Parcelle de monoculture de maïs irrigué sans culture intermédiaire, labourée, résidus enfouis sans apport organique.
- Dose N recommandée = 215 kg N/ha (méthode ARAA pour un objectif de rendement 110 q/ha))
- Apport : premier apport sous forme ammonitrate ou engrais ternaire (semis vers 20/4), deuxième apport (semis+30 jours) et troisième (semis+60 jours) urée  
Premier et second non incorporé, troisième incorporé.
- Volatilisation 2 % premier apport et 10 % second apport
- Facteur émissions N<sub>2</sub>O : 0,125\*1,25 (irrigation)
- Pertes hivernales : reliquat incompressible (N<sub>rr</sub>)= 10 ; minéralisation (N<sub>mh</sub>) = 56 \* 0,3 ;  
minéralisation résidus (N<sub>res</sub>)=0 ; N<sub>abs</sub> = 0 (culture printemps suivante)

Apport Semis : X1 Semis+30 j : X2 Semis+60 j : X3	Volat. NH3	Emis. N20	Quantité lessivée après				Nre <sup>a</sup>	Less. NO3 hivernal	Total less. NO3	INO3	INH3	IN2O	IN
			X1	X2	X3	Total							
			<i>kg N/ha</i>							<i>entre 0 et 10</i>			
250/0/0	5	4	16	0	0	16	7	28	44,	5,5	9,3	6,3	<b>5,5</b>
50/200/0	21	3	3	12	0	15	0	22	37	6,2	6,8	6,6	<b>6,2</b>
50/100/100	17	3	3	6	0	9	3	25	34	6,5	7,0	6,5	<b>6,5</b>
50/65/100	14	3	3	4	0	7	0	22	29	7,0	7,5	7,0	<b>7,0</b>
27/68/120	15	3	2	4	0	6	0	22	28	7,1	7,3	7,0	<b>7,1</b>
18/67/130	15	3	1	4	0	5	0	22	27	7,2	7,2	7,1	<b>7,2</b>
0/70/145	16	3	0	4	0	4	0	14	18	8,1	7,0	7,0	<b>7,0</b>

<sup>a</sup> Nre : augmentation des reliquats due à la surfertilisation (cf. § 4.3.3.)

**ANNEXE E1**  
**Valeurs des coefficients de volatilisation**  
(en % N pour les engrais minéraux) ou (en % NH<sub>3</sub> pour les fertilisants organiques)  
pour les valeurs pour 3 périodes de l'année

Pour un apport effectué entre le 1 novembre et le 31 mars

Fertilisant	Non enfouis		Enfouis (dans les 24 h)	
	Sol calcaire (> 5%)	Sol non calcaire	Sol calcaire	Sol non calcaire
Ammoniac anhydride		0,04		0,04
Ammonitrate		0,01		0
Autre engrais composé (sauf DAP)		0,01		0
Diammonium phosphate (DAP)	0,05	0,01	0,02	0
Solution liquide	0,10	0,08	0,05	0,04
Sulfate d'ammoniaque	0,05	0,01	0,02	0
Urée		0,05		0,02
Fumier bovin		0,70		0,35
Fumier porc		0,65		0,33
Lisier bovin		0,30-0,60		0,15-0,30
Lisier porc (engraissement)		0,50		0,25
Lisier porc (naisseur)		0,25		0,13
Fumier volailles		0,35		0,18
Lisier volailles		0,70		0,35
Boues liquides		0,30		0,15

Pour un apport effectué entre le 1 avril et le 30 mai, et, entre le 1 septembre et le 31 octobre

Fertilisant	Non enfouis		Enfouis (dans les 24 h)	
	Sol calcaire (> 5%)	Sol non calcaire	Sol calcaire	Sol non calcaire
Ammoniac anhydride		0,04		0,04
Ammonitrate		0,02		0,01
Autre engrais composé (sauf DAP)		0,02		0,01
Diammonium phosphate (DAP)	0,10	0,03	0,5	0,01
Solution liquide	0,12	0,10	0,6	0,05
Sulfate d'ammoniaque	0,08	0,03	0,4	0,02
Urée		0,10		0,06
Fumier bovin		0,70		0,35
Fumier porc		0,65		0,33
Lisier bovin		0,40-0,70		0,20-0,35
Lisier porc (engraissement)		0,55		0,28
Lisier porc (naisseur)		0,30		0,15
Fientes, fumier volailles		0,35		0,18
Lisier volailles		0,75		0,38
Boues liquides		0,40		0,20

## Pour un apport effectué entre le 1 juin et le 31 août

Fertilisant	Non enfouis		Enfouis (dans les 24 h)	
	Sol calcaire (> 5%)	Sol non calcaire	Sol calcaire	Sol non calcaire
Ammoniac anhydride		0,04		0,04
Ammonitrate		0,03		0,01
Autre engrais composé (sauf DAP)		0,03		0,01
Diammonium phosphate (DAP)	0,15	0,05	0,07	0,02
Solution liquide	0,15	0,12	0,07	0,06
Sulfate d'ammoniaque	0,15	0,05	0,07	0,02
Urée		0,18		0,09
Fumiers bovin et porc		0,70		0,35
Fumier porc		0,65		0,33
Lisier bovin		0,45-0,75		0,23-0,38
Lisier porc (engraissement)		0,60		0,30
Lisier porc (naisseur)		0,35		0,18
Fientes, fumier volailles		0,80		0,40
Boues liquides		0,45		0,23

### ***Justification des valeurs pour les engrais minéraux***

#### Effet de la température :

A partir des moyennes mensuelles de températures de différentes régions (De Ravignan et Roux, 1990), nous avons regroupé les mois en 3 groupes de températures qui pour les 3 groupes, novembre à mars, juin à août, et la troisième classe regroupant les mois intermédiaires correspond à des niveaux autour de 6°C, 12 °C, 18°C pour les régions au nord de la Loire.

Une expérimentation de Ernst et Massey, 1960) montre que la volatilisation de l'urée double entre 7°C et 16°C. Par ailleurs Vlek et Stumper, 1978) montrent une variation exponentielle de la volatilisation en fonction de la température durant la phase principale du phénomène, i. e. les premières heures. Nous avons tenu compte de ces données pour faire varier les coefficients en fonction de la période de l'année marquée par des températures différenciées, alors que la plupart des auteurs comme Freibauer et Kaltschmitt, 2000), Harrison et Webb, 2001) ont proposé des coefficients uniques par région.

#### Ammoniac anhydride

La valeur est tirée de Freibauer et Kaltschmitt, 2000) qui donnent une valeur unique pour toutes les régions d'Europe Occidentale. En effet ce engrais est injecté sous forme gazeuse dans le sol. Malgré cette précaution, une partie finit par remonter (Génermont, 1996), même en conditions plus froides.

#### Ammonitrate et engrais composés

Une majorité d'auteurs (Meyer et al., 1961 ; Terman, 1979 ; Whitehead et Raistrick, 1990 ; Freibauer et Kaltschmitt, 2000 ; Harrison et Webb, 2001) s'accordent sur le faible risque de volatilisation lié à ce type d'engrais. Nous avons pris les valeurs pour les trois zones d'Europe Occidentale (du Nord vers le Sud) données par Freibauer et Kaltschmitt, 2000) à

l'ammonitrate ainsi qu'aux engrais composés et les avons appliqué aux trois périodes de températures proposées plus haut.

#### Diammonium phosphate et Sulfate d'ammoniaque

Les valeurs plus fortes en sols calcaires sont basées sur les conclusions de Terman, 1979) et des résultats de Whitehead et Raistrick, 1990). Elles rejoignent celles de Freibauer et Kaltschmitt, 2000) pour le sulfate d'ammonium mais non pour le diammonium phosphates pour qui ces auteurs ont donné une valeur unique plus faible (5%). Pour les sols non calcaires, nous nous sommes basés cette valeur qui s'accorde avec celles de Whitehead et Raistrick, 1990).

#### L'Urée

Pour cet engrais des valeurs autour de 20 % de volatilisation sont données pour des températures près de 20 °C (Terman, 1979 ; Whitehead et Raistrick, 1990 ; Freibauer et Kaltschmitt, 2000). En se basant sur l'effet de la température (cf. ci-dessus), nous avons fait varier ce coefficient qui ne semblent pas influencés par le sol calcaire ou non (Terman, 1979 ; Harrison et Webb, 2001), ceci à des pH normaux (>6).

#### Solutions liquides

Comme pour le diammonium phosphate, Freibauer et Kaltschmitt, 2000) donnent une valeur unique de 8 % pour ce type d'engrais. Harrison et Webb, 2001) les classent entre l'urée et l'ammonitrate. Néanmoins Terman (1979) cite des valeurs de 20 % autour de 25°C. Par ailleurs, Le Souder et Taureau, 1997) montrent qu'il semble exister une effet du sol (calcaire ou non). Néanmoins pour des apports sur blé précoces (1<sup>er</sup> et 2<sup>ème</sup> apport avant avril), Gandon, 2001) donne une meilleur efficacité d'utilisation par la culture pour l'urée que pour les solutions ce qui semblerait indiquer une volatilisation inférieure. Ces considérations sont à la base des coefficients attribués.

#### Effet de l'incorporation

Terman, 1979) conclut son article de revue sur le sujet que sur les sols alcalins l'effet de l'incorporation n'est probablement pas efficace à 100 %. De même, Générmont, 1996) cite des valeurs d'efficacité entre 20 et 90 %. Ceci nous a conduit à proposer une réduction de 50 % en cas d'incorporation, que ce soit par travail du sol, irrigation ou une pluie (au minimum 5 mm) dans les 24 h après l'apport.

### ***Justification des valeurs pour les fertilisants organiques***

#### Effet de la température :

Les pertes par volatilisation des effluents solides, fumiers, sont peu sensibles à la température contrairement aux effluents de type lisier (Menzi et al., 1997). Pour les lisiers, nous avons respectivement minoré et majoré pour la période hivernale et estivale les valeurs moyennes déduites ci-dessous par un facteur 1,2 \* écart de la température intermédiaire (dans les deux cas 6°C cf. § « effet de la température engrais minéraux », les températures moyennes étant calées pour les trois périodes hivernale, intermédiaire et estivale à 6, 12, 18°C). Ce facteur est tiré d'une relation de relation obtenue par Sommer et al., 1991).

#### Effet de l'incorporation

De la synthèse de Générmont, 1996), il ressort que les techniques d'incorporation, par travail du sol ou par injection toute de suite après épandage peuvent réduire les pertes entre 15 % à presque 100 %. On peut proposer une valeur de 50 % de réduction si une telle technique de

réduction des pertes est appliquée dans les 24 h. Pour les fumiers de volailles, Schilker-Gartley et Sims, 1993) trouvent une valeur de réduction autour de 50% s'il y a incorporation après 24 h et supérieure à 80 % de réduction dans le cas d'une incorporation immédiate.

#### Fumiers bovin et porc

Nous nous sommes appuyés sur une équation de Menzi et al., 1997) qui exprime le pourcentage de volatilisation (en % de  $\text{NH}_3$ ) en fonction de la quantité d'azote ammoniacal épandu. Les valeurs de teneur en azote pour les différents fumiers ont été tirées de Bodet et al., 2001). Par extrapolation nous appliquerons cette équation aux autres ruminants, ovins, caprins mais non aux volailles dont les effluents sont de nature bien différentes (Génermont, 1996).

#### Lisiers

Pour les lisiers, Menzi et al., 1997) n'ont pas trouvé de relation claire entre la volatilisation et la quantité d'azote ammoniacal. Nous appuierons sur des relations données par Sommer et Olesen, 1991) et par Smith et Chambers (1997) dans Freibauer et Kaltschmitt, 2000) qui expriment le pourcentage de volatilisation en fonction de la matière sèche de l'effluent. Les deux relations ne donne pas des valeurs identiques et nous avons pris la moyenne des deux. Comme pour les fumiers, les valeurs de teneurs en azote ont été tirées de Bodet et al., 2001).

#### Lisiers(fientes) et fumiers de volailles

Nous avons calé les valeurs de nos coefficients sur les résultats de Lockeyer et al., 1990) pour les lisiers, et de Chambers et al., 1997) pour les fumiers.

#### Boues de station d'épuration liquide

Les valeurs sont tirées des résultats cités par Génermont, 1996).

## ANNEXE E2

### Tableaux de références pour le calcul des pertes par lessivage (Certaines données sont adaptées, notamment pour les régions à hiver doux)

**Tab. 1** - Valeur du terme **date 50 % N**, nombre de jours moyen (à partir du semis) pour atteindre 50 % d'azote absorbé pour l'estimation du lessivage après apport. Les valeurs ont été inspirées des courbes d'absorption à partir des données de Carlotti, 1992) pour chaque culture.

Cultures	date 50 % N
	<i>nombre de jours moyen à partir du semis</i>
Céréales hiver <sup>a</sup>	90
Colza hiver <sup>a</sup>	110
Céréales printemps <sup>b</sup>	120
Colza printemps <sup>b</sup>	120
Pois	95
Lin graine	35
P.de terre	65
Maïs ensilage, maïs grain	80
Tournesol, soja	70
Betterave	100

<sup>a</sup> pour culture d'hiver à partir du 1 janvier

<sup>b</sup> estimation : valeur pour la culture d'hiver + 10 jours

**Tab. 2** - Dates du début de la période recommandée d'épandage d'engrais en début de culture

Profondeur de sol <sup>a</sup>	Culture hiver	Culture printemps
très profond et profond	15/2	30 jours avant semis
moyen	15/2	10 jours avant semis
superficiel	15/2	semis

<sup>a</sup> Voir Annexe 3

**Tab. 3** - Reliquats incompressibles en cas de dose ajustée (**N<sub>rr</sub>**) en fonction de la profondeur et du type de sol (valeurs d'AZOBIL (Rf)) (Taureau et al., 1996).

Classe de profondeur	Classe de texture <sup>a</sup>						
	S	SA	L	AS	AL	A	AA
Superficiel	5	10	10	15	15	15	15
Moyen	10	15	15	20	20	20	20
Profond	15	20	20	25	25	30	30
Très profond	20	25	30	35	35	40	40

<sup>a</sup> Voir Annexes 3 et 5

**Tab. 4** - Quantités d'azote libérées par les résidus de récolte ( $N_{mr}$ ) de différentes cultures avant hiver.

Cultures	Remarques sur la gestion des résidus	$N_{mr}$ (kgN / ha) <sup>a</sup>
Betterave	fannes enfouies avant 1/10	+ 20
"	enfouies après 1/10	+10
"	exportées	0
Céréales à paille	pailles enfouies	- 20 <sup>a</sup>
"	exportées, mulch	0
"	brûlées	+ 40
	Si repousses favorisées	- 20
Colza	pailles enfouies	+ 10
"	si repousses favorisées	-25
Jachère semée ou spontanée	enfouie avant 1/09	+ 50
	après 1/09	+ 30
Luzerne	enfouie avant 1/09	+ 50 <sup>b</sup>
"	après 1/09	+ 30
Maïs	enfouie avant 1/10	-10
	enfouies après 1/10	0
Pois protéagineux	enfouie	+ 20 <sup>c</sup>
	Mulch	+ 20 <sup>c</sup>
Pomme de terre et légumes	fannes enfouies avant 1/09	+ 50
"	enfouies après 1/09	+ 30
"	enfouies après 1/10	+ 10
Prairie	enfouie avant 1/09	+ 200 <sup>d</sup>
	après 1/09	+ 150
	enfouies après 1/10	+ 100
Soja	résidus enfouis avant 1/9	+ 50
"	enfouis avant 1/10	+ 30
"	enfouis après 1/10	0
"	exportés	0
Tournesol	enfouie avant 1/10	-10
	enfouies après 1/10	0

<sup>a</sup> En fait les valeurs portent sur la minéralisation des résidus de culture avant hiver et non sur les fournitures d'azote l'année suivante comme dans AZOBIL (Mr), (Taureau et al., 1996). Ces valeurs sont inspirées de Lafleur et Bourgeois, 1988). Nous avons modulé les valeurs en fonction du mode de gestion des résidus et notamment de la date d'enfouissement (Machet et Mary, 1989.).

<sup>b</sup> d'après Muller et al., 1993)

<sup>c</sup> d'après Laurent et al., 1998)

<sup>d</sup> d'après Machet et Mary, 1989.

**Tab. 5** - Minéralisation de l'humus (kg N/ha) sur la période fin hiver-début hiver suivant ( $N_{hh}$ ) calculée avec la formule de minéralisation proposée pour le modèle AZOBIL<sup>a</sup> (Taureau et al., 1996).

		Matière organique (%)		
Argile (%)	Calcaire (%)	1	2	3
————— kg N/ha —————				
20	0	55	110	150
	10	50	100	145
	20	45	85	130
30	0	45	90	135
	10	40	80	120
	20	35	70	105
40	0	40	75	115
	10	35	65	100
	20	30	60	85

<sup>a</sup> Valeurs calculées pour une température moyenne de 10,5°C et une densité apparente  $d_a = 1,45$

**Remarques :**

- Ces valeurs sont à pondérer par un facteur système de culture (Meynard et al., 1997 ; Mary et Guerif, 1994).

Résidus de récolte	Fréquence des apports organiques			
	>10 ans	5 à 10 ans	3 à 5 ans	<3ans
Enlevé ou brûlés	0,8	0,9	1,0	1,1
Enfouis une fois sur deux	0,9	1,0	1,1	1,2
Toujours enfouis	1,0	1,1	1,2	1,3

Ces valeurs sont à pondérer en fonction : du pourcentage de cailloux :  $(100 - \% \text{ cailloux})/100$   
du travail du sol (0, 8 en cas de travail superficiel, 0, 5 en cas de semis direct)

Dans le cas d'un retournement de prairies l'année précédente ou au printemps, la valeur est majorée

Retournement	Avant hiver	Printemps
————— kg N/ha —————		
Prairie	+ 100	+ 200
Jachère	+ 50	+ 100

**Tab. 6** - Valeurs du coefficient  $I_c$  qui reflète la part de la minéralisation annuelle non captée par la culture (en fraction de l'année) pour différentes cultures.

Cultures	$I_c$
Orge hiver, colza hiver	0,60
Pois	0,50
Blé tendre hiver	0,50
Blé dur, seigle	0,40
Orge printemps, colza printemps	0,40
Blé tendre printemps, avoine	0,30
Lin graine	0,30
P.de terre	0,30
Maïs ensilage, maïs grain	0,30
Tournesol, soja	0,30
Betterave	0

**Remarque :**

Le coefficient  $I_c$  reflète la part de la minéralisation annuelle non captée par la culture. Il est directement inspiré du coefficient "temps" du modèle AZOBIL (Taureau et al., 1996) avec :  $I_c = 1 - \text{« coefficient temps »}$ .

**Tab. 7** – Valeurs d’absorption d’azote jusqu’à la l’entrée de l’hiver ( $N_{abs}$ ) de différentes cultures en fonction des dates de semis (d’après Carlotti, 1992 et Chapot, 1992) et des consommation d’eau (Cons) par le couvert durant la période hivernale (estimées à partir de données de Machet et al., 1997 et du COMIFER Azote, 2002).

Cultures	Date de semis	$N_{abs}$	Cons
		(kg N/ha)	(mm)
Colza	avant 10/8	120	60
	10/8-20/8	100	50
	20/8-1/9	80	40
	1/9 10/9	60	30
	10/9-20/9	45	25
	20/9-1/10	30	20
	1/10-10/10	20	15
	1/10-20/10	10	10
	après 20/10	0	0
Blé - Orge	avant 1/9	50	25
	1/9 – 15/9	35	20
	15/9- 1/10	25	15
	1/10- 15/10	15	10
	15/10- 1/11	10	7
	1/11-15/11	5	5
	après 15/11	0	0
Seigle	voir culture intermédiaire		
Culture intermédiaire <sup>a</sup>	avant 10/8	80	50
	10/8-20/8	70	40
	20/8-1/9	60	30
	1/9-10/9	50	20
	10/9-20/9	45	15
	20/9-1/10	30	10
	1/10-10/10	20	7
	10/10-20/10	10	5
	après 20/10	5	2
<i>Sous semis précoce sous culture de printemps</i>			
RGa sous semis maïs <sup>b</sup>	récolte maïs avant 15/9	25	15
RGa sous semis maïs <sup>b</sup>	récolte maïs avant 1/10	15	10
RGa sous semis maïs <sup>b</sup>	récolte maïs avant 1/11	10	5
RGa sous semis maïs <sup>b</sup>	récolte maïs après 1/11	0	0
Cultures de printemps		0	0

<sup>a</sup> autre que crucifère (sinon voir colza)

<sup>b</sup> En l’absence de desherbant antigraminé racinaire Par ailleurs pour les céréales à paille le sous-semis est assimilé à une culture intermédiaire normale.

## ANNEXE E3

### Calcul des coefficients de lessivage

Le modèle de BURNS (Burns, 1976) propose une formule simplifiée dont l'usage a été recommandée par Scotter et al., 1993). Nous en proposons une version adaptée de Laurent et Castillon, 1987) et Party et al., 1999) :

$$F (\% \text{ lessivage}) = \left( \frac{(P - ETM - R) \cdot z}{(P - ETM - R + (V_m / 10))} \right)$$

avec :

**P - ETM - R** : pluies efficaces (mm) ou contribuant au drainage, R étant le déficit hydrique au début du bilan (Ex : pour une culture non irriguée  $R = 2/3 \cdot RU$  . RU = réserve utile du sol).

**V<sub>m</sub>** : capacité au champ volumique (%)

**z** : profondeur prise en compte. Si l'azote est répartie uniformément :  $z = h/2$ , h étant la profondeur d'enracinement. Si l'azote est en surface (venant d'un apport d'engrais) :  $z = h$ .  
A titre d'exemple des coefficients de lessivage sont calculés avec des données pédologiques moyennes (Tab. 8, 9 et 10). On distingue 4 profondeurs et 7 classes texturales (Annexe 5) qui prendront des valeurs moyennes, pour h, V<sub>m</sub> et RU, données par les tableaux suivants. Cependant si on dispose de données plus précise, il est recommandé de les utiliser surtout pour V<sub>m</sub>.

**Tab. 8** - Paramètres pédologiques entrant dans le calcul des coefficients de lessivage moyens

<i>Profondeur d'enracinement (h)</i>			<i>Capacité au champ volumique (V<sub>m</sub>)</i>	
Classe de profondeur	Profondeur	h (cm)	Classe texture	V <sub>m</sub> (%)
Superficiel	< 60 cm	30	Sableux/caillouteux (S)	15
Moyen	60 -90 cm	60	Sablo-argileux (SA)	25
Profond	90-120 cm	90	Limoneux (L)	30
Très profond	> 120 cm	120	Argilo-sableux (AS)	45
Sol drainé <sup>a</sup>		45	Argilo-limoneux (AL)	35
			Argileux (A)	40
			Argile lourde (AA)	45

<sup>a</sup> assimilé à 1 sol profond mais en période de saturation comportement particulier qui augmente les transferts

## Réserve utile (RU)

Classe de profondeur	Classe texture						
	S	SA	L	AS	AL	A	AA
Superficiel	25	40	45	50	50	55	65
Moyen	50	80	90	95	100	105	115
Profond	75	120	135	145	150	155	165
Très profond	100	160	180	190	200	205	215
Drainé <sup>a</sup>	75	120	135	145	150	155	165

<sup>a</sup> assimilé à un sol profond

**Tab. 9** - Calcul des coefficients de lessivage de l'engrais au printemps et en hiver ( $l_{ep}$ ,  $l_{eh}$ ) et pour la période hivernale ( $l_{ph}$ ) à partir du modèle de Burns

Coefficient de lessivage	$z^a$	$BH = P - ETM - R$	R
<u>de l'engrais en hiver et sortie hiver (avant 31/3)</u>			
$l_{eh} = F/100$	h	$BH(1 \text{ octobre} - 31 \text{ mars}) * Ec^b$	2/3 RU (non irriguée) 1/2 RU (irriguée)
<u>de l'engrais au printemps (pour toutes les cultures de printemps)</u>			
$l_{ep} = F/100$	h	$BH(\text{période humide typique})^c$	0
$l_{ph} = F/100^c$	h/2	$BH(1 \text{ octobre} - 31 \text{ mars})^b$	2/3 RU (non irriguée) 1/2 RU (irriguée)

<sup>a</sup>  $l_{eh}$  et  $l_{ep}$  correspondent à un lessivage de l'engrais apporté qui est en surface d'où :  $z = h$ . Pour le reliquat entrée, hiver, l'hypothèse est faite que l'azote est répartie uniformément dans le profil, d'où  $z = h/2$  (h étant la profondeur d'enracinement).

<sup>b</sup> A défaut d'avoir des valeur de drainage, on peut l'estimer au moyen de calcul de bilan hydrique (BH) sur la période de drainage (Party et al., 1999). On le calculera pour sol nu en prenant  $ETM = 0,5 * ETP$  et on retirera des valeurs de consommation d'eau par une culture intermédiaire ou une culture hivernale (Annexe 2, Tab. 7).

Pour les pertes suivant les apports, il faudrait disposer de calcul de bilan après chaque apport, ce qui est impossible. Pour les apports effectués sortie hiver, on pourra la valeur bilan hydrique hivernal divisé par le facteur  $Ec$  qui donne l'écart relatif de la date d'apport au 31/3 qu'on divisera par 180 jours (période 1/10-31/3) en supposant un drainage également réparti.

( $Ec = \text{Ecart (date apport au 31/3)/180}$  ) avec 180 = 6 mois (1/10 au 31/3)

<sup>c</sup> Pour les apports effectué au printemps (après 31/3), on prendra des valeurs d'une période humide représentative (1 année sur 5) pour les régions à climat sec (cf. §4.2.1). Une valeur de 60 mm pour la période de démarrage du maïs (20/4-20/6) (Party et al., 1999) peut prise par défaut pour 1 année sur 5 pour des régions à printemps sec et avec une fréquence de 1 année sur 2 ou en moyenne pour les régions à climat de plus en plus humide.

**Tab. 10** - Exemple de valeurs pour le coefficient de lessivage du profil en hiver (lph) en situation non irriguée pour un bilan P-ETM = 180 mm

Classe de profondeur	Type de sol						
	S	SA	L	AS	AL	A	AA
Superficiel	0,87	0,83	0,79	0,70	0,75	0,71	0,67
Moyen	0,73	0,66	0,57	0,43	0,50	0,44	0,38
Profond	0,59	0,47	0,36	0,20	0,27	0,21	0,15
Très profond	0,45	0,30	0,18	0,06	0,11	0,07	0,05
Drainé	0,77	0,69	0,60	0,44	0,52	0,46	0,39

### Calcul des pertes maximales acceptables par lessivage

Comme proposé au §5, les pertes maximales acceptables correspondent à la concentration seuil en nitrates de 50 mg/l. Ces pertes maximales (en kg N/ha) seront donc égales à :

$$Perte_{max} = (50 \cdot 14/62) \cdot D/100$$

avec **D** : drainage total

Pour les cultures d'hiver, **D** = bilan hydrique hivernal

Pour les cultures de printemps, **D** = bilan hydrique hivernal + drainage printanier.

Drainage printanier = drainage d'une période humique typique \* fréquence

**Tab. 11** - Exemple de valeurs de pertes maximales acceptables (kg N/ha) pour un drainage hivernal de 250 mm en situation non irriguée.

Classe de profondeur	Type de sol						
	S	SA	L	AS	AL	A	AA
Superficiel	24	23	21	21	20	20	19
Moyen	21	20	18	18	17	16	15
Profond	19	17	15	14	13	13	12
Très profond	17	14	12	11	10	10	10
Drainé	19	17	15	14	13	13	12

## ANNEXE E4

### Tableaux de références pour le calcul des émissions de N<sub>2</sub>O

**Tab. 12** – Détermination du facteur de pondération prenant en compte l'effet sol

Type de sol	C <sub>sol</sub>
Non hydromorphe et non humifère	1
Hydromorphe et non humifère	1,25
Humifère	2

L'effet de conditions d'hydromorphies ou des sols riche en matière organique (sols humifères) est largement reconnu (Bouwman, 1996). Dans certains, les mesures d'émissions de N<sub>2</sub>O peuvent dépasser largement les 10 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/an (Bouwman, 1996; Freibauer et Kaltschmitt, 2000). En l'absence de données précises, nous proposons un facteur de majoration de 2 pour les sols organiques pour mettre en évidence le risque plus important sur ces sols. Pour les sol non hydromorphes, nous proposons un facteur plus faible.

**Tab. 13** – Détermination du facteur de pondération prenant en compte l'effet du travail du sol

Travail du sol	C <sub>travsol</sub>
Labour	1
Travail superficiel	1,25
Semis direct	1,5

Le facteur proposé pour le semis direct s'appuie sur des simulations effectuées par Mummey et al., 1998) à l'aide d'un modèle de Parton et al., 1996). Ils trouvent un facteur d'augmentation de 1,6 en moyenne pour les cultures (1,3-2). Nous proposons une valeur intermédiaire pour le travail superficiel

**Tab. 14** – Détermination du facteur de pondération prenant en compte l'effet du mode d'apport de fertilisants organiques

<b>Mode d'apport</b>	<b>C<sub>mod</sub></b>
Non incorporé	1
Incorporé	1,10

Le coefficient de majoration proposé est faible. En effet certains auteurs trouvent un effet de l'incorporation du lisier sur une augmentation de la dénitrification (Dosch et Gutser, 1996) et sur les émissions de N<sub>2</sub>O (Chadwick, 1997). Mais cet auteur ne trouve un effet positif qu'en mars et non en juin. Par ailleurs, Clemens et al., 1997) ne trouvent pas de lien entre une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O avec la technique d'application.

**Tab. 15** – Détermination du facteur de pondération prenant en compte l'effet de l'irrigation

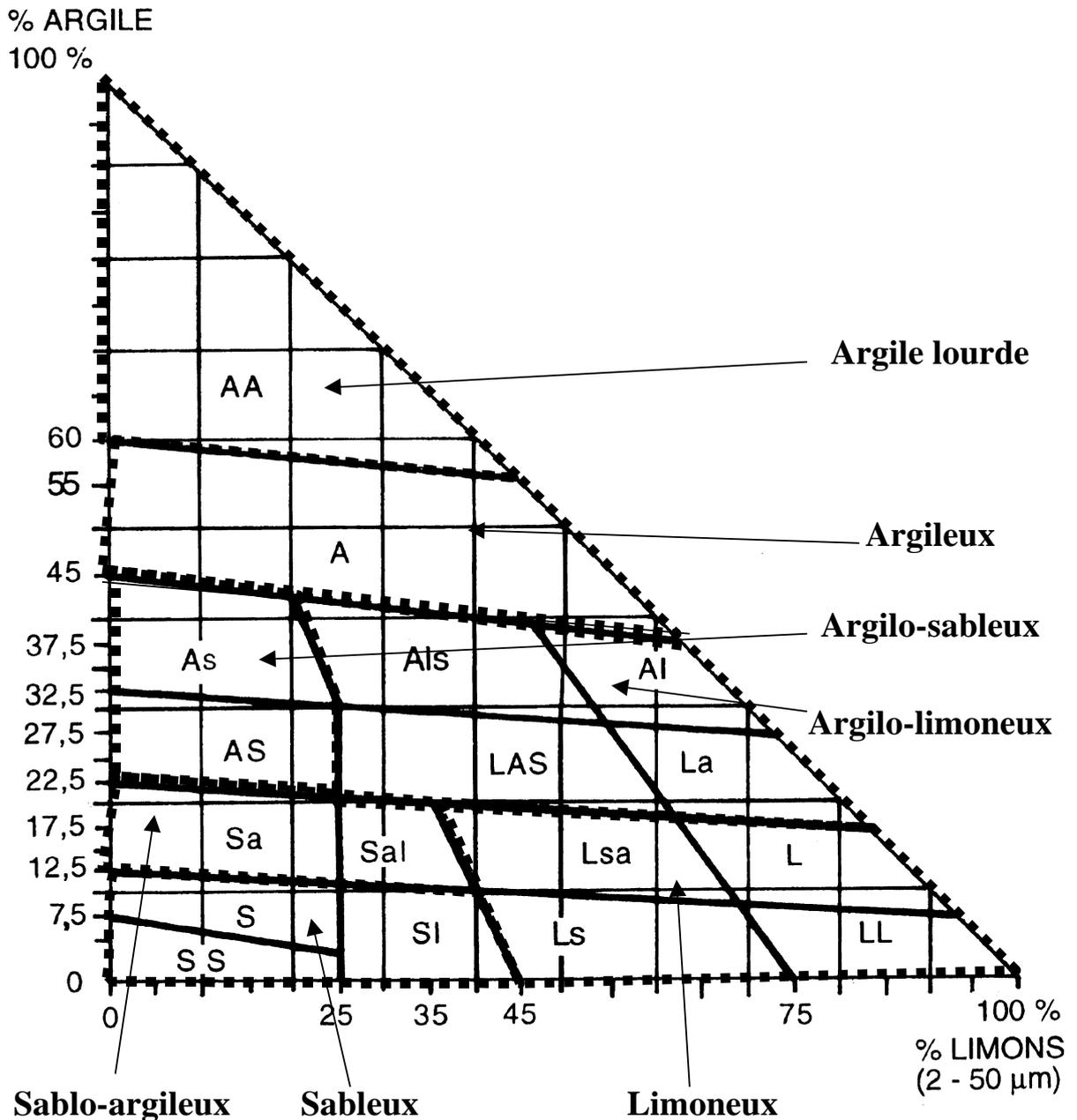
<b>Mode d'apport</b>	<b>C<sub>irr</sub></b>
Non irrigué	1
Irrigué	1,20

Il peut exister un risque d'émission supplémentaire dû à une humidité du sol supplémentaire venant de l'irrigation. Nous proposons donc un facteur de majoration modérée. En effet, Qian et al., 1997) estiment qu'en situation de bonne conduite d'irrigation l'augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O reste faible. Xu et al., 1998) par simulation estiment que l'irrigation augmente les émissions de N<sub>2</sub>O de 14% tandis que Simojoki et Jaakkola, 2000) a mesuré un doublement des émissions en traitement irrigué.

## ANNEXE E5

### Détermination des classes de textures

Les tableaux de références utilisés pour le calcul de l'indicateur azote notamment sont basées sur une classification des textures du triangle de texture du GEPPA en 6 classes (Baize, 1988, p.32). Nous avons redivisé la classe « argileux » en « argileux » et « argile lourde ».



#### Légende

AA = argile lourde

A = argile ou argileux

Als = Argile limono-sableuse

Al = Argile limoneuse

LAS = Limon argilo-sableux

La = Limon argileux

As = Argile sableuse

AS = Argilo-sableux

LSa = Limon sablo-argileux

L = limon

Ls = Limon sableux

LL = Très limoneux ou limon pur

Sa = Sable argileux

Sal = Sable argilo-limoneux

Sl = Sable limoneux

S = Sableux

SS = très sableux ou sable

## ANNEXE E6

### Coefficients d'équivalence engrais des fertilisants organiques

Dans le cas d'un apport organique, tout l'azote n'est pas disponible pour le calcul de la dose d'azote. Des coefficients d'équivalence exprimant la disponibilité de l'azote pour la culture existe. Ils incluent donc l'azote minéral et l'azote organique facilement minéralisable en tenant compte d'éventuelles. Ainsi, dans le cas où le facteur est inférieur au pourcentage d'azote minéral du fertilisant, nous prendrons la part d'azote minéral, puisque l'indicateur recalcule les pertes qui existent dans ce cas de figure sur l'azote minéral (volatilisation essentiellement).

Nous nous sommes inspirés des valeurs de Bodet et al., 2001) et de Ziegler et Héduit, 1991). Pour un climat continental, les valeurs ont été minorées de 5 points (Ex de 10% à 5%). Quelques exemples sont donnés. Les valeurs sont indicatives

Engrais	Culture	Facteur azote (période) ( $\mu$ )				Facteur P (%)
		1/7 au 15/8	15/8 au 1/1	31/12 au 1/4	1/4 au 1/7	
Boue Stat. solide chaul.	Céréale paille hiv.	50	50	50	50	70
Fiente liquide dinde	Céréale paille hiv.	15	15	55	55	65
Fiente liquide poulet chair	Céréale paille hiv.	15	15	55	55	65
Fiente liquide poulet pond.	Céréale paille hiv.	15	15	55	55	65
Fientes dinde	Céréale paille hiv.	15	15	45	45	65
Fientes poulet	Céréale paille hiv.	15	15	45	45	65
Fumier bovin (stab. Entrav.)	Céréale paille hiv.	10	10	20	20	100
Fumier bovin (stab. Libre)	Céréale paille hiv.	10	10	20	20	100
Fumier bovin (veaux)	Céréale paille hiv.	10	10	20	20	100
Fumier bovin (viande)	Céréale paille hiv.	10	10	20	20	100
Fumier porc	Céréale paille hiv.	15	15	25	25	25
Lisier bovin (lait)	Céréale paille hiv.	15	15	45	45	85
Lisier bovin (veaux)	Céréale paille hiv.	15	15	45	45	85
Lisier bovin (viande)	Céréale paille hiv.	15	15	45	45	85
Lisier porc (eng.)	Céréale paille hiv.	15	15	55	55	85
Lisier porc (naisseur)	Céréale paille hiv.	15	15	55	55	85
Boue Stat. solide chaul.	Céréale paille hiv.	50	50	50	50	70
Fiente liquide dinde	Maïs	15	15	55	65	65
Fiente liquide poulet chair	Maïs	15	15	55	65	65
Fiente liquide poulet pond.	Maïs	15	15	55	65	65
Fientes dinde	Maïs	15	15	45	45	65
Fientes poulet	Maïs	15	15	45	45	65
Fumier bovin (stab. Entrav.)	Maïs	15	15	25	25	100
Fumier bovin (stab. Libre)	Maïs	15	15	25	25	100
Fumier bovin (veaux)	Maïs	15	15	25	25	100
Fumier bovin (viande)	Maïs	15	15	25	25	100
Fumier porc	Maïs	15	15	25	25	100
Lisier bovin (lait)	Maïs	15	15	45	45	85
Lisier bovin (veaux)	Maïs	15	15	45	45	85
Lisier bovin (viande)	Maïs	15	15	45	45	85
Lisier porc (eng.)	Maïs	15	15	55	65	85
Lisier porc (naisseur)	Maïs	15	15	55	65	85

## ANNEXE E7

### Adaptation aux prairies

Les calculs sont assez semblables.

#### Pour INO3

Pour une prairie non retournée ou retournée au printemps suivant :

- Calcul des apports totaux X

X = dose azote minérale + org (cf. grandes cultures) + apport animaux au pâturage.

Pour les bovins on propose une régression de Farruggia et al., 2000 :

$$\text{apport } N_{\text{an}} = f \cdot (0.335 \cdot \text{nbjp} + 2.5 \cdot 10^{-4} \cdot (\text{nbjp})^2)$$

Avec : nbjp : nombre de jour aux pâturage total/ha (chargement \* nombre de jour moyen /animaux)

f : facteur tenant compte du temps de présence sur la prairie

(f = 1 sauf pour vache laitière f = 20/24)

Les pertes par lessivage après apport sont négligées.

Le bilan postrécolte est simplifié : Bilan N post-récolte = Nrr + Nre (voir encadré correspondant en grandes cultures)

On ne tient compte que des « reliquats récolte » qui sont ici en fait l'azote présent en fin de cycle. Le terme Nre qui correspond à l'augmentation des reliquats est tiré d'une régression obtenue par ten Berge et al., 2002.

En cas de surfertilisation :  $Nre = 0.000924 \cdot (X - X_R)$  sinon  $Nre = 0$

Avec  $X_R$  : dose recommandée qui peut être calculée à l'aide de la méthode proposée par Farruggia et al., 2000.

Pour une prairie retournée avant l'hiver :

Le bilan postrécolte sera complétée par les termes du bilan grandes cultures.

#### Pour INH3

Pour les apports de fertilisants : cf grandes cultures

Il faut ajouter la volatilisation des éventuelles dépositions venant des animaux au pâturage. Un facteur de **0,081** est proposé qui est obtenu par la formule suivante :

$$0.081 = 1/3 \text{ feces} \cdot 10\% \text{ N min} \cdot 3\% \text{ volat} + 2/3 \text{ urine} \cdot 100\% \text{ Nmin} \cdot 12\% \text{ volat}$$

### **Pour IN<sub>2</sub>O**

Pour les apports de fertilisants : cf grandes cultures

Un facteur de correction supplémentaire est introduit en fonction du nombre de fauches :

$C_{\text{fauche}} = 1$  si nombre de fauches < 3 sinon  $C_{\text{fauche}} = 0,7$

Il faut ajouter la volatilisation des éventuelles dépositions venant des animaux au pâturage. Un facteur de 0,02 est proposé (Freibauer et Kaltschmitt, 2000).

Par ailleurs la référence ( pour IN<sub>2</sub>O = 7) passe de **3 kg N-N<sub>2</sub>O/ha** à **5,4 kg N-N<sub>2</sub>O/ha**, qui correspond à 30 % du maximum observé sur prairies Freibauer et Kaltschmitt, 2000



## F. INDICATEUR *PRODUITS PHYTOS* (I-PHY)

(d'après le travail de H. van der Werf (van der Werf et Zimmer, 1999))

### 1. Remarque préliminaire

- Cet indicateur est un indicateur agro-écologique d'impact calculé sur la parcelle

### 2. Objectifs

- L'objectif est de fournir un outil de raisonnement du choix des matières actives et des programmes de traitements, outil qui permet d'évaluer les risques environnementaux de l'application de chaque substance active et de comparer des programmes de traitements.
- L'indicateur est destiné avant tout aux techniciens et agriculteurs, pour leur permettre d'établir un diagnostic sur les pratiques de l'année et d'effectuer des simulations en vue d'apporter des améliorations aux programmes prévus.

### 3. Hypothèses à la base du calcul

Malgré tous les progrès de la technologie, une grosse partie du produit appliqué ne touche pas sa cible et va dans l'environnement (sol, eaux, air etc.) où il peut passer d'un compartiment à l'autre (du sol vers la rivière par ruissellement ou érosion, de l'air vers l'eau via les pluies etc.). En plus, les matières actives se révèlent plus ou moins toxiques pour divers organismes de ces compartiments de l'environnement. Pour simplifier et faute de connaissance précise sur tous les processus, l'indicateur *I-Phy* se limite à **quatre types de risque** :

- Un risque d'entraînement vers les *eaux souterraines* par lessivage, qui est aggravé si la substance active est toxique pour l'homme (de manière chronique). Cette toxicité est évaluée par la DJA (dose journalière admissible).
- Un risque d'entraînement vers les *eaux de surface* par ruissellement/érosion ou/et par dérive. Ce risque est aggravé si la substance active est toxique pour les organismes aquatiques (poisson, daphnies, algues) ou toxique pour l'homme, ceci pour tenir compte que dans certaines régions, les eaux de surface servent à l'approvisionnement en eau potable (Roussel et al., 2000).
- Un risque de propagation vers l'*air* par volatilisation qui est aggravé si la substance active est toxique pour l'homme (toxicité donnée par la DJA).

⇒ *Ces trois risques sont indépendants de la dose appliquée.*

- Le dernier risque appelé *dose* est simplement lié à la quantité de substance active. Plus la dose est élevée, plus le risque pour l'environnement est élevé.

#### 4. Mode de calcul

- Le calcul peut se faire à différents niveaux en fonction du type d'information qui est recherché, dans l'ordre suivant (Figure 1) :

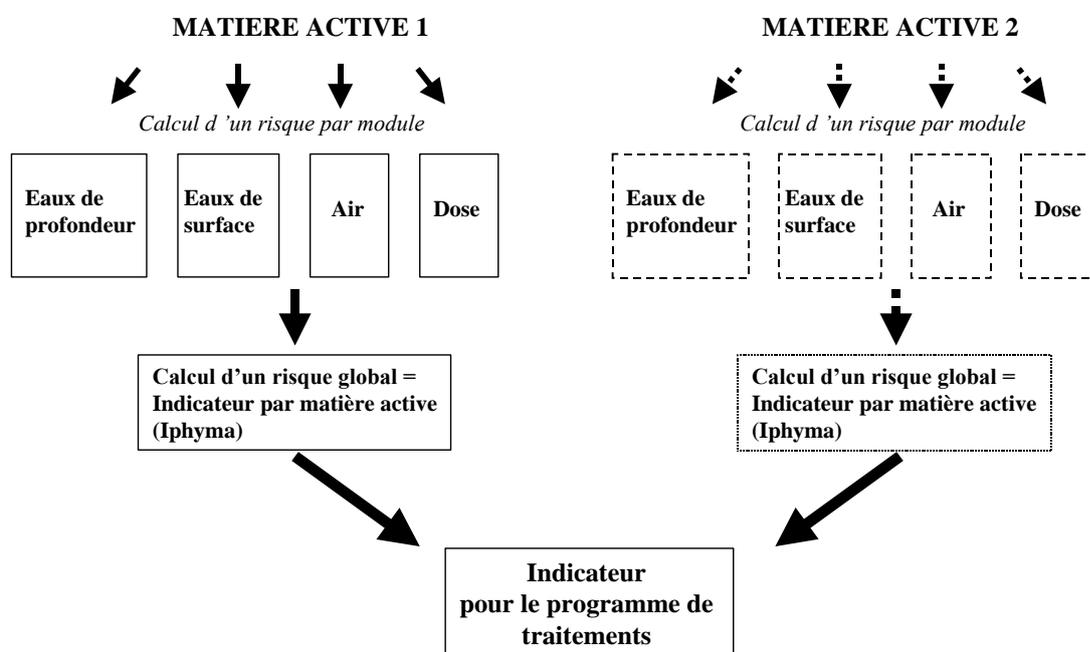


Figure 1 : Les différentes étapes du calcul de l'indicateur

#### 5. Détail du calcul (van der Werf et Zimmer, 1999)

##### 5.1. Etape 1 : Calcul d'un risque par module pour chaque application d'une substance active

Il porte sur les quatre modules, respectivement les compartiments de l'environnement eaux souterraines et de surface, air et enfin le risque lié à la dose.

##### 5.1.1. Variables utilisées

Chacun de ces quatre risques est exprimé sur une échelle entre 0 (risque maximum) et 10 (risque nul).

On utilise pour cela des caractéristiques physico-chimiques de la molécule (persistance ou demie-vie, etc.), de toxicité (Ex : DJA, etc.), des informations sur le milieu (pente, taux de matière organique, éloignement à une rivière, etc.) et le mode d'application (date, dose, produit incorporé ou de surface, traitement en plein ou sur le rang, etc.). La liste est donnée dans le Tableau 1.

Les caractéristiques physico-chimiques de la molécule sont fixées dans une base de données construite à partir de la base de données française du Comité de Liaison servant à la méthode

SIRIS (version 1998) et de la base AGRITOX de l'INRA. Ces valeurs ont été amendées ou complétées dans certains cas avec des valeurs issues de bases de données américaine (ARS sur internet, 1995), néerlandaise (RIVM, 1994) et le *Pesticide Manual* d'Angleterre (1997, 2001) selon les principes décrits en Annexe F5. Pour les autres variables de l'indicateur, des tables sont fournies en Annexe F6.

**Tableau 1** - Variables entrant dans le calcul du risque pour chaque module

Variables	Unités ou modalités	Dose	Eaux sout.	Eaux surf.	Air
<i>Variables liées à la substance active</i>					
Demi-vie (DT 50)	jours			X	X
GUS <sup>1</sup>	-		X		
Constante de Henry K <sub>H</sub> <sup>2</sup>	-				X
DJA <sup>3</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>		X	X	X
Aquatox <sup>4</sup>	mg.l <sup>-1</sup>			X	
<i>Variables liées au milieu (à la parcelle)</i>					
Potentiel de lessivage	entre 0 et 1		X		
Pourcentage de dérive <sup>5</sup>	%			X	
Potentiel de ruissellement	entre 0 et 1			X	
<i>Variables liées aux conditions d'application</i>					
Dose d'application	g.ha <sup>-1</sup>	X			
Position d'application	dans ou sur le sol ou sur le couvert (% couverture sol)		X	X	X

<sup>1</sup> Ground Water Ubiquity Score : indice reflétant le potentiel de lessivage de la substance active

GUS = log<sub>10</sub> (DT50)\*(4-log<sub>10</sub> (Koc), le Koc étant le coefficient de partage carbone organique-eau de la molécule.

<sup>2</sup> Variable sans dimension déterminant le risque de volatilisation de la substance active

<sup>3</sup> Dose journalière admissible (toxicité humaine)

<sup>4</sup> Toxicité pour la faune (poissons, daphnies) et flore aquatique (algues). On prend la toxicité la plus élevée pour ces trois groupes d'organismes aquatiques.

<sup>5</sup> exprimé en % de matière-active épanchée en fonction de la distance à la rivière. On considère que un risque de dérive > 1% est totalement défavorable.

### 5.1.2. Une méthode de calcul basée sur un système expert utilisant la logique floue (voir aussi Annexes F1 et F2)

Pour pouvoir estimer un risque avec des données peu précises dans certains cas, et de nature différente (quantitatives pour certaines, qualitatives pour d'autres), deux problèmes se posaient :

- L'agrégation : Comment agréger ou combiner « des choux et des carottes » ?
- Les limites brutales de classe (Ex : si la limite de deux classes « à risque » et « sans risque » est à 1000 g, des doses de 990 g et de 1010 g sont dans des classes différentes !)

Pour résoudre ces problèmes, nous avons utilisé une méthode originale mais utilisée couramment en automatisme ou régulation, la *logique floue*, et plus précisément *un système expert basé sur la logique floue*

### 5.2. Etape 2 : Calcul d'un indicateur (Iphysa) pour chaque application d'une substance active (voir aussi Annexe F3)

Les quatre risques sont combinés avec la même méthode utilisant la logique floue (il ne s'agit donc ni d'une addition, ni d'un calcul de moyenne) pour obtenir un risque global noté 0 (risque maximum) et 10 (risque nul) en fonction de la dose de substance active :

- Si la dose est < 10g et selon le risque pour chaque compartiment, eau sout., eau surf. et air qui sont mis sur le même plan on a pour le risque global :  $5 \leq I_{phyma} \leq 10$ .
- Si la dose est supérieure, le risque global va augmenter en fonction de la dose et du risque pour chaque compartiment, eau sout., eau surf. et air. Ainsi si la dose est > 10000 g et si dans le pire des cas, les trois compartiments présentent un risque maximum (= 1), on a  $I_{phyma} = 0$

### 5.3. Etape 3 : Calcul d'un indicateur global pour l'ensemble d'un programme de traitements appliqué sur une culture

Le risque lié à un programme de traitements sera dû soit à un traitement à fort risque (estimé par le minimum des valeurs d'indicateurs par traitement ( $I_{physa_i}$ )) ou par un programme comprenant un grands nombres de traitements à petit risque. Par ailleurs, pour garder une certaine cohérence de l'indicateur, nous sommes partis du principe que l'indicateur programme ne pouvait pas avoir une valeur supérieure au minimum des valeurs par traitement. Ceci nous conduit à la formule suivante :

**I-Phy = Minimum ( $I_{physa_i}$ ) - Somme pondérée( $I_{physa_i}$ )**

Minimum ( $I_{physa_i}$ ) : valeur minimale des I-Phy par substances actives i

Somme pondérée( $I_{physa_i}$ ) : Somme des valeurs de I-Phy par substances actives i (notées  $I_{physa_i}$ ), pondérée par un facteur (le minimum étant exclu de cette somme).

Cette somme est calculée de sorte qu'on puisse respecté le principe ci-dessus et "rester" entre 0 et 10 (le détail en Annexe F6). On obtient les valeurs suivantes en fonction de  $I_{physa}$

$I_{physa_i}$	Point enlevé à minimum ( $I_{physa_i}$ )
10	0,001
7	0,07
6	0,12
5	0,2
4	0,32
3	0,5
2	0,8
0	1,7

## 5.4. Quelques mots sur la logique floue

Malgré son nom à connotation plutôt négative, cette méthode présente un grand intérêt pour traiter des variables de nature hétérogène et pouvant être de précision limitée comme cela a été évoqué ci-dessus. Dans le cas de l'indicateur I-Phy, la logique floue est associée à un système expert qui repose comme tout système expert sur des règles de décision. Celles-ci peuvent être résumées par un arbre décisionnel. Pour construire ces règles, il faut définir pour chaque variable *trois classes* :

- Les deux premières constituent les classes extrêmes qu'on peut appeler « favorable », « défavorable »
- La troisième forme une classe de transition dans le cas fréquent où la variable prend une valeur intermédiaire ni totalement favorable, ni totalement défavorable. Cette classe est spécifique à la logique floue.

Une fois ces classes définies (Tableau 2), on bâtit les règles de décision dans les cas extrêmes où chaque variable prend une valeur soit totalement favorable soit totalement défavorable (Annexe F2).

La particularité de la logique floue vient de la définition de fonctions dite d'appartenance (pour notre indicateur des fonctions sinusoïdales) qui permettent de calculer des « poids » (ou valeurs de vérité). Celles-ci sont utilisées pour pondérer chaque règle, dans le cas (qui est le plus probable) où les valeurs des variables se retrouvent dans la classe de transition.

Une explication plus détaillée est donnée en Annexe F1 pour le module eaux souterraines.

**Tableau 2** – Limites des classes pour chaque variable.

	Unité	Favorable	Transition	Défavorable
Demi-vie (DT 50)	(jours)	1		30
GUS	-	1,8		2,8
Constante de Henry $K_H$ <sup>1</sup>	-	$2,65 \cdot 10^{-6}$		$2,65 \cdot 10^{-4}$
DJA <sup>1</sup>	(mg.kg <sup>-1</sup> )	1		0,0001
Aquatox <sup>1</sup>	(mg.l <sup>-1</sup> )	100		0,01
Dose <sup>1</sup>	(g.ha <sup>-1</sup> )	10		10000
Couverture du sol <sup>2</sup>	(%)	100		0
Autres variables <sup>3</sup>		0		1

<sup>1</sup> exprimé en  $\log_{10}$

<sup>2</sup> dans la variable « position »

<sup>3</sup> potentiel de lessivage et de ruissellement (échelle qualitative), pourcentage de dérive (%)

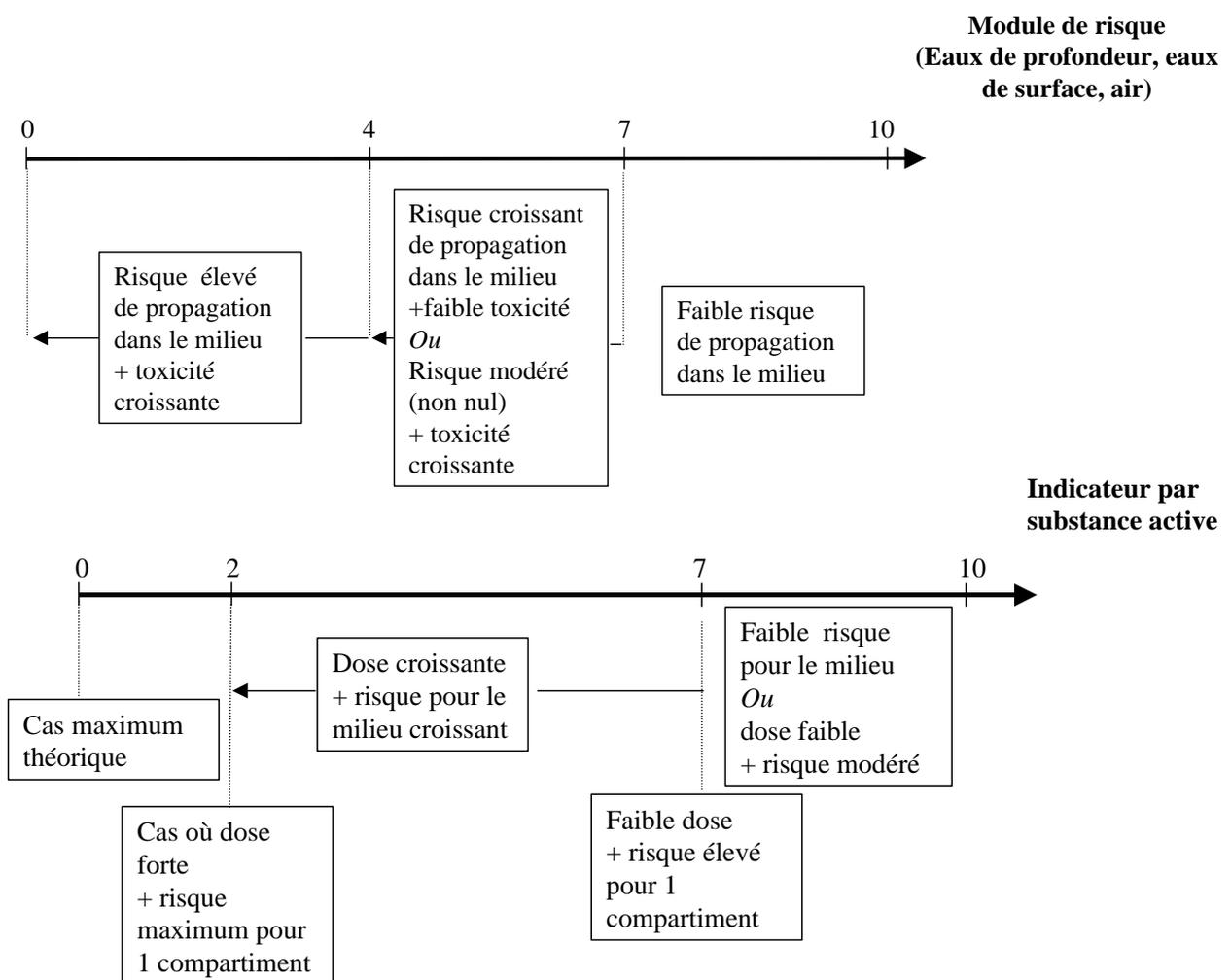
## 5.5. Possibilités et limites de l'indicateur

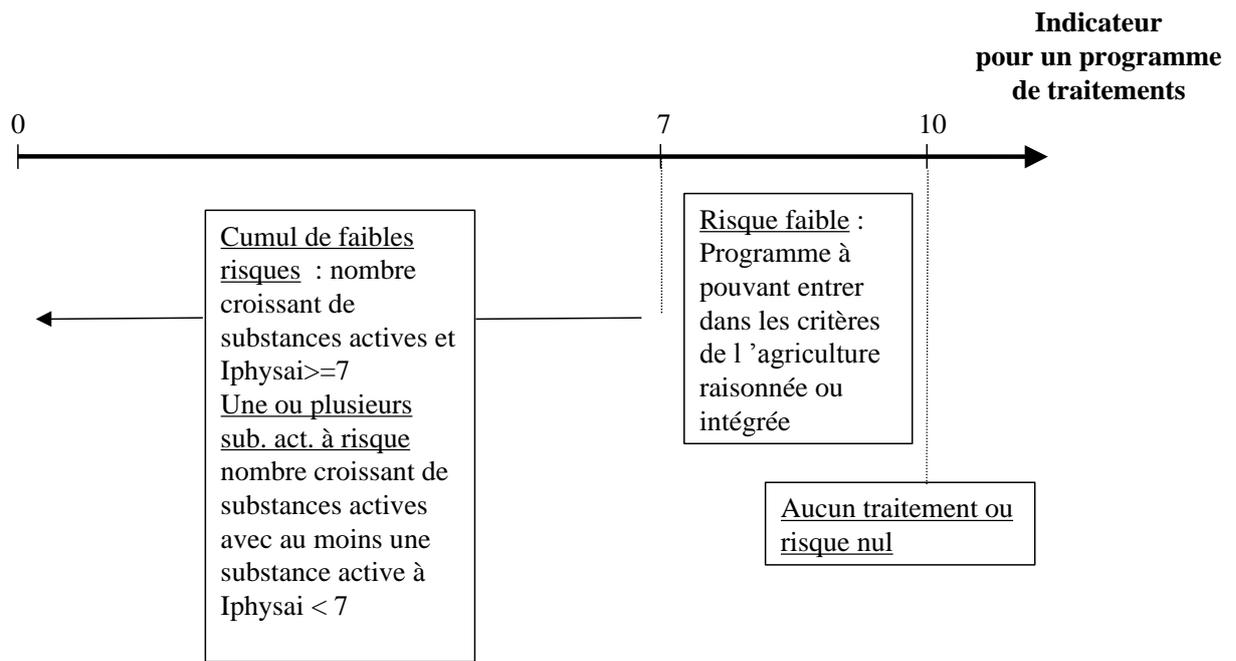
- L'indicateur porte sur l'estimation des risques liés aux propriétés des matières actives, à leurs conditions d'application, et au milieu. Les effets dus à la formulation ainsi qu'aux produits de dégradation ne sont pas pris en compte, faute d'information suffisante.

- L'indicateur permet d'estimer certains risques environnementaux et de comparer des programmes de traitements, mais aussi des matières actives en tenant compte du milieu et des conditions d'application et d'avoir une information sur la nature du risque.
- L'indicateur n'estime pas un risque direct pour le manipulateur ni pour les auxiliaires (prévu dans une future version). De même, les risques de perte de produits durant les manipulations ne sont pas pris en compte.

## 6. Signification des valeurs des modules de risque et de l'indicateur par substance active et de l'indicateur pour un programme

En fonction des règles de décisions fixées il est possible de donner les significations suivantes aux valeurs des modules de risques, de l'indicateur par application d'une substance active et à l'indicateur globale pour un programme de traitements.





## ANNEXE F1

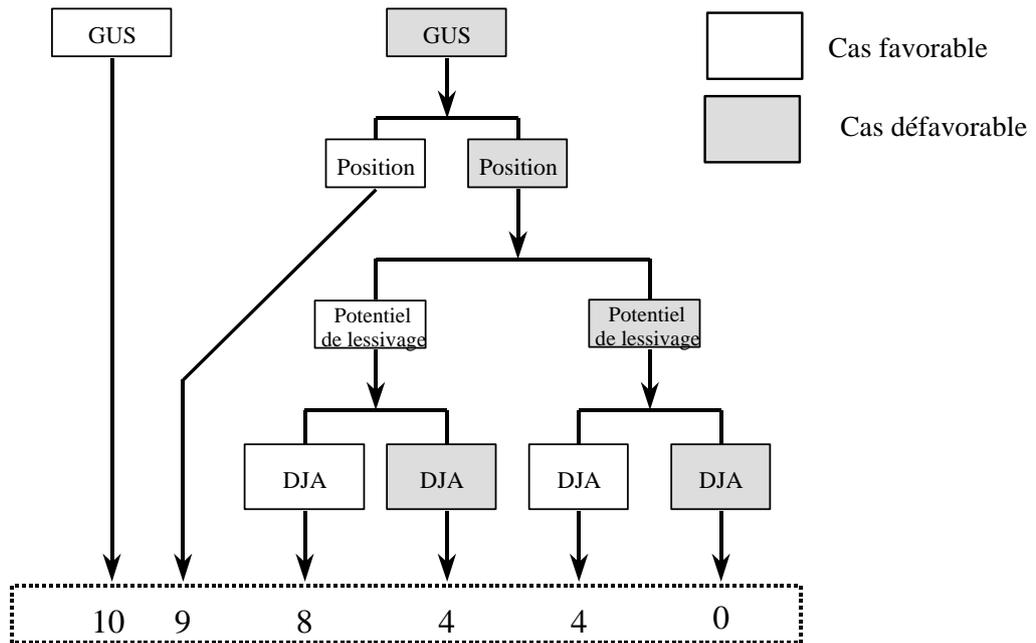
### Mise en œuvre d'un système expert basé sur la logique floue dans le cas du module eau souterraine (Reso)

**Etape 1 : Définition des limites de classe de chaque variable (cf. Tableau 2)**

Ex : Pour le GUS, la classe favorable est définie pour :  $GUS < 1,8$   
la classe défavorable est définie pour  $GUS > 2,8$

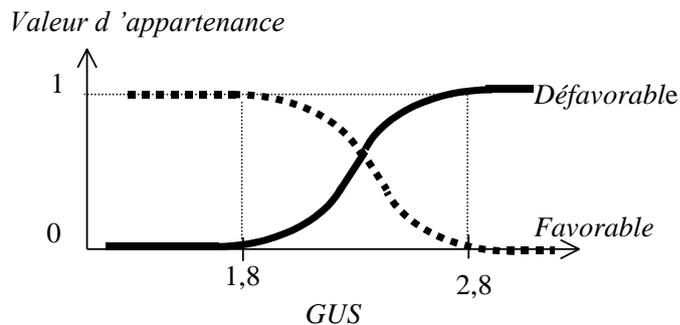
**Etape 2 : Définition des règles de décision avec leurs conclusions**

Ex : Si le GUS est favorable ( $< 1,8$ ), la conclusion de la règle est égale à 10.



**Etape 3 : Définitions des fonctions d'appartenance**

Ex : Pour le GUS: fonctions de type sinusoïdale

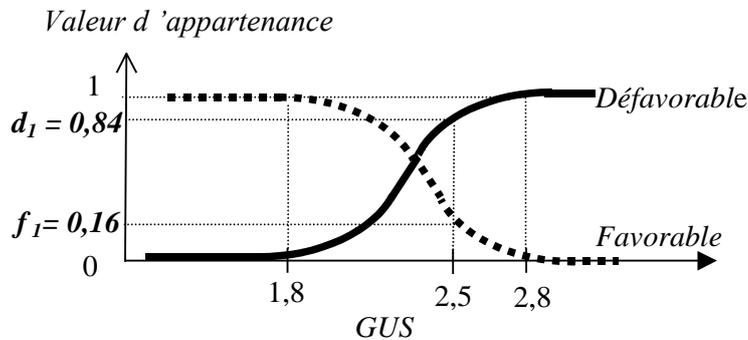


**Etape 4 :** Pour chaque variable  $i$  d'une matière active  $j$  :

**Détermination d'une valeur d'appartenance** à la classe favorable ( $f$ )  
et à la classe défavorable ( $d$ )

Ex : Matière active : Chloridazone (herbicide de la betterave) appliqué sur un couvert de 20 %  
et sur un sol sensible au lessivage (potentiel de lessivage = 1)

On obtient pour un GUSde 2,5 : les valeurs  $f = 0,16$  et  $d = 0,84$



Pour les autres variables du module « eaux de profondeur », on obtient dans cet exemple :

Position (couverture du sol = 0,2 dans l'exemple) :	$f_2 = 0,10$	$d_2 = 0,90$
Potentiel de lessivage (dans l'exemple = 1) :	$f_3 = 0$	$d_3 = 1$
DJA (= 0,025 pour le chloridazone)	$f_4 = 0,65$	$d_4 = 0,35$

**Etape 5 :** Détermination d'une valeur de vérité  $p_i$  pour chaque règle =  
minimum des valeurs des conditions d'une règle

Ex : Pour le module « eaux de profondeur » et pour la matière active chloridazone

Si toutes les variables sont favorables :  $p_1 = \min(f_1, f_2, f_3, f_4) = (0,16 ; 0,90 ; 0 ; 0,65) = 0$

Si toutes les variables sont défavorables :  $p_{16} = \min(d_1, d_2, d_3, d_4) = (0,84 ; 0,10 ; 1 ; 0,35) = 0,10$

etc, pour ce module il y a 4 variables et donc  $2^4$  règles avec donc 16 valeurs de vérité.

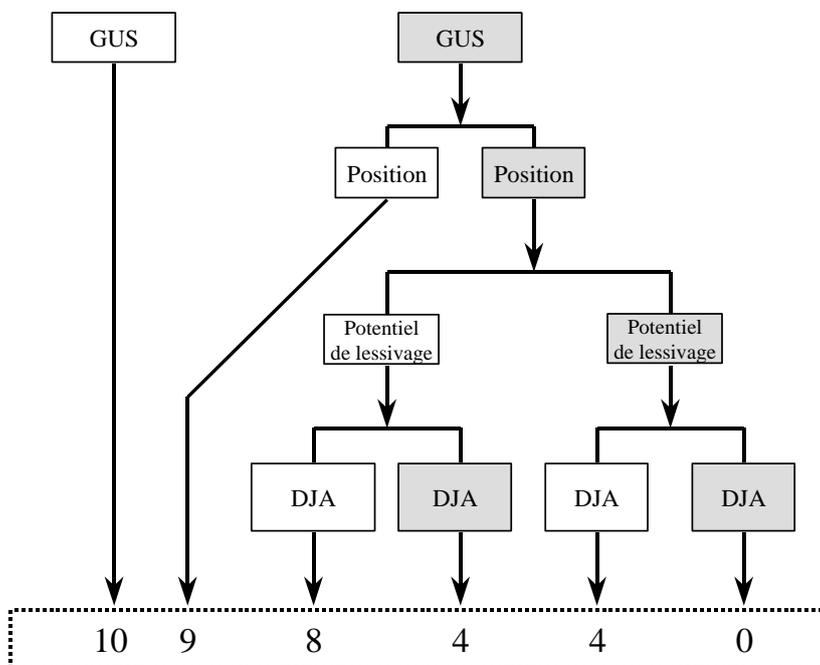
**Etape 6 :** Calcul du risque = moyenne des conclusions des règles (cf. étape 2) pondérée par les valeurs de vérités :

$$\text{Risque eaux prof.} = \frac{10. (p_1=0) + \dots + 9. (p_{12}) + 8. (p_{13}) + 4. (p_{14}) + 4. (p_{15}) + 0. (p_{16}=0,10)}{p_1+p_2+\dots+p_{15}+p_{16}} = 5,5$$

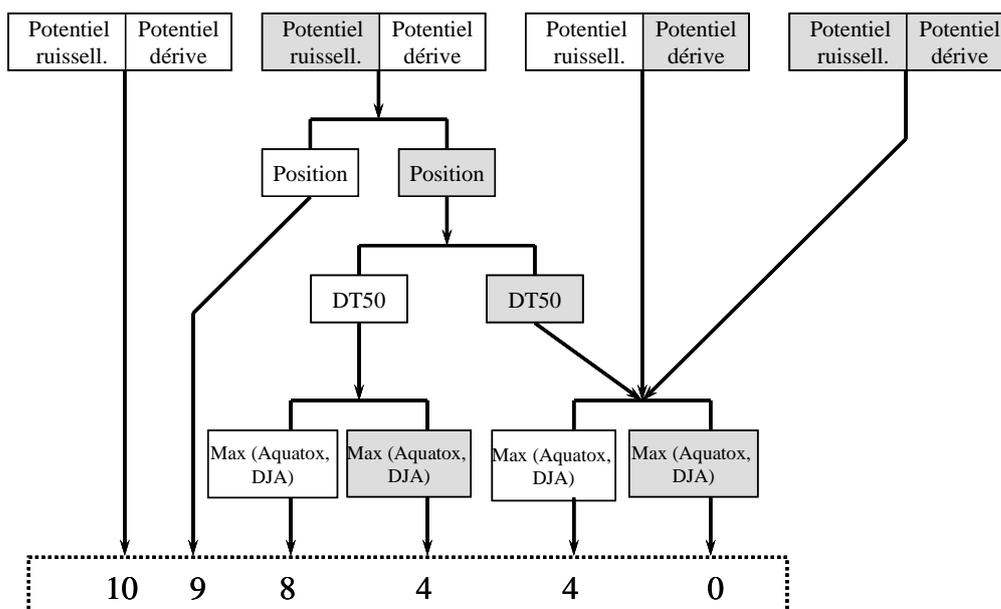
## ANNEXE F2

### Règles de décision pour chaque module

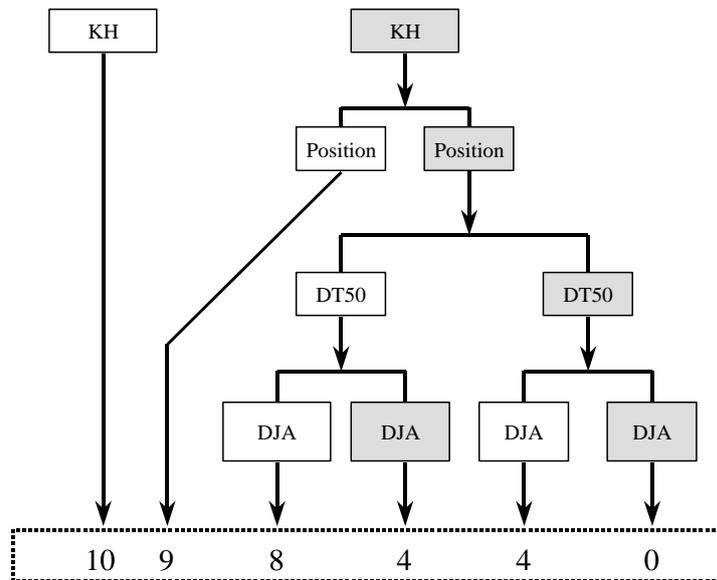
*Pour chaque figure, les cases en clair représentent les cas où la variable est favorable et les cases en sombre les cas où la variable est défavorable. Pour les abréviations voir Tableau 2.*



#### *Règles de décision pour le module "eaux souterraines" (Reso).*



#### *Règles de décision pour le module "eaux de surface" (Resu).*



**Règles de décision pour le module "air" (Rair).**

### ***Quelques précisions sur la construction des règles de décision de chaque module***

- Pour les modules Reso et Rair, une caractéristique de la substance active (*GUS* et *Constante d'Henry* en l'occurrence) est déterminante pour l'existence ou l'absence d'un risque.
- Pour le module Resu ce sont les variables du milieu qui sont prépondérantes. En effet, dans le cas de la dérive, le pourcentage de produit arrivant dans une rivière dépend surtout de la distance à la rivière et des méthode d'application et est totalement indépendant des caractéristiques de la molécule. Pour le risque lié au ruissellement, la sensibilité du milieu paraît d'après la bibliographie aussi avoir plus de poids que les caractéristiques de la molécule.
- Dans tous les cas, le risque pour chaque compartiment pourra s'exprimer si la molécule se retrouve à la surface du sol ce qui dépend de la variable *position* qui englobe la position de la molécule (enfouie, sur le sol ou sur la plante) et le degré de couverture du sol. Si la molécule reste sur le couvert, le risque lié au lessivage ou au ruissellement est limité (mais pas nul). De même si la substance active est incorporée, la volatilisation et le ruissellement seront limités.
- Dans le cas de la volatilisation et de l'entraînement par ruissellement, le risque est amplifié si la durée de la présence de la molécule augmente, ce qui a été traduit par l'introduction de la variable *demi-vie*.
- Pour le risque de lessivage (Reso) la sensibilité du milieu vient en troisième position. En effet, le risque lié la molécule ne s'exprime que si la molécule touche le sol et que celui-ci soit sensible au lessivage.
- Quant à la toxicité des substances actives, la *DJA* intégrant la toxicité chronique pour l'homme a été utilisée pour les modules Reso et Air. Pour les eaux de surface, nous avons intégré dans une version plus récente la toxicité humaine en plus de la toxicité pour les

organismes aquatiques. Ceci permet de tenir compte du fait que dans certaines régions, les eaux de surface servent à l'approvisionnement en eau potable (Roussel et al., 2000). C'est la toxicité « maximale » en termes de positionnement par rapport aux limites de la classe floue (Tableau 2) qui est prise. Pour pouvoir comparer les valeurs il faut effectuer une transformation de la DJA (qui est exprimée en log10) par translation :  $\log_{10}(\text{DJA}) + 2$  qui sera comparée à  $\log_{10}(\text{aquatox})$ .

### ***Cas particulier de parcelles drainée***

Ce sont des parcelles à risque de transfert très élevé vers les eaux de surface mais par transfert vertical. Ceci nous a conduit à proposer un calcul particulier :

Potentiel de lessivage = 1

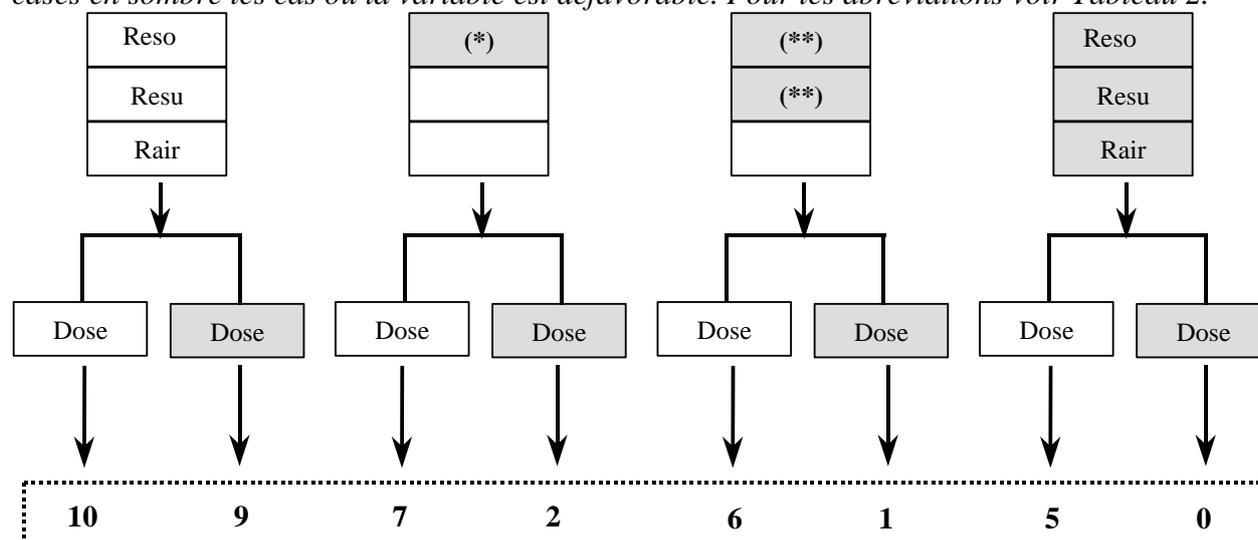
Risque pour eaux souterraines : risque divisé par 2 (on considère qu'une partie peut aller vers les eaux souterraines, ce qui reste à vérifier). Mais cela ne devrait pas changer fondamentalement la note du risque global.

Risque eaux de surface = risque maximal entre Reso et Resu (ou note entre 0 et 10 la plus faible).

## ANNEXE F3

### Règles de décision pour le calcul du risque global

Pour chaque figure, les cases en clair représentent les cas où la variable est favorable et les cases en sombre les cas où la variable est défavorable. Pour les abréviations voir Tableau 2.



(\*) Un des trois modules **Repro**, **Resu**, **Rair** prend une valeur défavorable (=0)

(\*\*) Deux des trois modules **Repro**, **Resu**, **Rair** prennent une valeur défavorable (=0)

La même démarche utilisant la logique floue a été utilisée pour le calcul de l'indicateur élémentaire Iphyma. En l'absence de données scientifiques, **les trois compartiments (Reso, Resu, Rair) ont été mis sur le même plan.**

Ainsi en l'absence de risque pour le milieu (les trois modules = 10) et à dose favorable (< 10 g/ha), l'indicateur prendra la valeur 10. Ceci est aussi vrai pour l'utilisation de techniques de substitution à la lutte chimique (lutte biologique, désherbage mécanique ...) . Par contre si la dose est défavorable (> 10000 g/ha), il sera légèrement inférieur à 10. On considère qu'il peut exister un léger risque du fait de la quantité utilisée.

Sinon à faible dose :

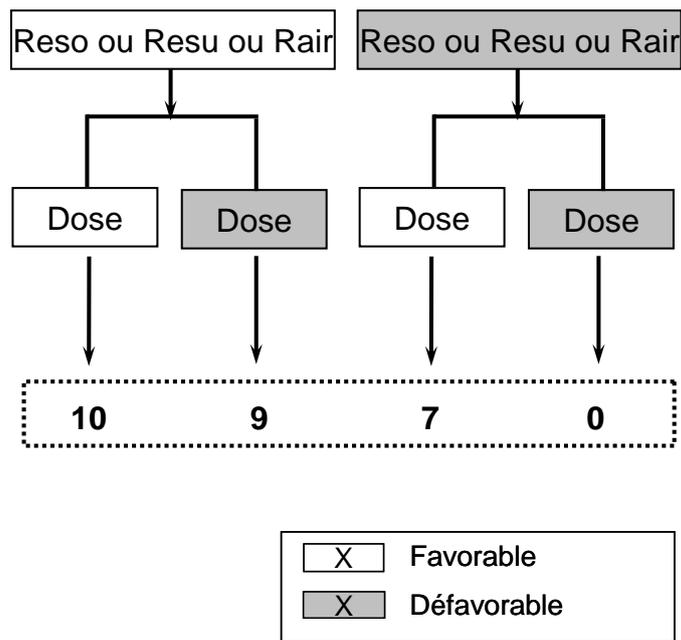
- S'il existe un risque pour un des trois compartiments du milieu, la valeur de l'indicateur est : Iphyma = 7
- S'il existe un risque pour deux des trois compartiments du milieu, la valeur de l'indicateur est : Iphyma = 6
- S'il existe un risque pour les trois compartiments du milieu, la valeur de l'indicateur est : Iphyma = 5

A forte dose: Iphyma est respectivement égal à 2, 1 et 0.

## ANNEXE F4 Risque global par compartiment

Par au risque global agrégeant trois compartiments et la dose, un risque global agrégeant la dose et un compartiment (eau souterraine ou eau de surface ou air) a été développé dans la version 1.8

*Pour chaque figure, les cases en clair représentent les cas où la variable est favorable et les cases en sombre les cas où la variable est défavorable. Pour les abréviations voir Tableau 2.*



Le seul changement par rapport à la figure précédente est la conclusion de 0 (au lieu de 2) quand le risque pour un compartiment (eau souterraine ou de surface ou air) est défavorable.

## ANNEXE F5

### Choix des valeurs des caractéristiques écotoxicologiques de substances actives

#### Principe de base

Les caractéristiques physico-chimiques de la molécule sont fixées dans une base de données construite à partir de la base de données française du Comité de Liaison servant à la méthode SIRIS (version 1998) et de la base AGRITOX de l'INRA. Ces valeurs ont été comparées à des valeurs issues de bases de données américaine (ARS sur internet, 1995), néerlandaise (RIVM, 1994) et le *Pesticide Manual* d'Angleterre (1997, 2000).

#### Pour les DT50 et KOC

Pour la DT50, les valeurs au champ sont utilisées prioritairement sauf en cas de forte volatilisation ou de risque important de lessivage. Dans ce cas de figure (où la DT50 estime la dissipation plus que la dégradation), une valeur au labo (si plus élevée) ou une valeur au champ maximale sera prise.

Pour la DT50 et le KOC, la règle générale a été de prendre la moyenne ou valeur sélectionnée d'Agritox ou de Comité de Liaison. Dans le cas où un intervalle de valeur est donné sans moyenne, on prendra la valeur médiane. Cependant s'il y a contradiction (pour les résultats d'I-Phy) avec d'autres bases et des informations complémentaires sur le comportement de la molécule au champ (biblio, remarque dans Agritox ou Pesticide Manuel), on choisira une valeur soit plus favorable ou moins favorable. Pour cela on utilisera la source ou la valeur de la base jugée la plus fiable, la fiabilité étant estimée à partir du nombre de valeurs proposées, des données complémentaires sur les sols utilisés, et l'origine des données. En cas d'absence de valeurs, ou si les valeurs dans AGRITOX ou le Comité de Liaison sont jugées peu fiables (valeur estimée, 1 seule valeur ou valeurs sur sols peu représentatifs), le Pesticide Manual ou l'ARS sont privilégiés selon les mêmes règles qu'avant.

#### Prise en compte des métabolites

Pour le KOC et la DT50, des valeurs pour les métabolites importants a été intégrée, soit de manière qualitative (pouvant amener à prendre une valeur plus défavorable) ou quantitative par le biais d'une moyenne pondérée. Le RIVM donne des valeurs de % de métabolite formé et dans ce cas :

**DT50 (ou KOC) = (DT50 parent + k\*DT50 métabolite) / (1+k)** avec k compris entre 0 et 1

En l'absence de valeur pour k on prend k = 0,5 pour 1 métabolite ou 0,25 pour 2 métabolites.

Dans le cas d'une substance à dégradation très rapide (DT50 < 1j) en un composé actif, on prendra les valeurs du métabolite actif.

#### Autres caractéristiques

Pour la Constante d'Henry, en cas de contradiction pour le résultat d'I-Phy, les calculs sont refaits à partir des données utilisées pour le calcul de la constante (tension vapeur, solubilité). On privilégiera la valeur faisant l'objet du plus grand consensus sur les valeurs de base. Pour la toxicité aquatique et la DJA, on se basera aussi sur les données française (AGRITOX) sauf contradiction évidente avec les autres sources.

## ANNEXE F6

### Estimation des paramètres entrant dans le calcul de I-Phy

#### Détermination du potentiel de lessivage du sol

*Il exprime la sensibilité du sol au lessivage et est noté entre 0 et 1 (1 potentiel maximum)*

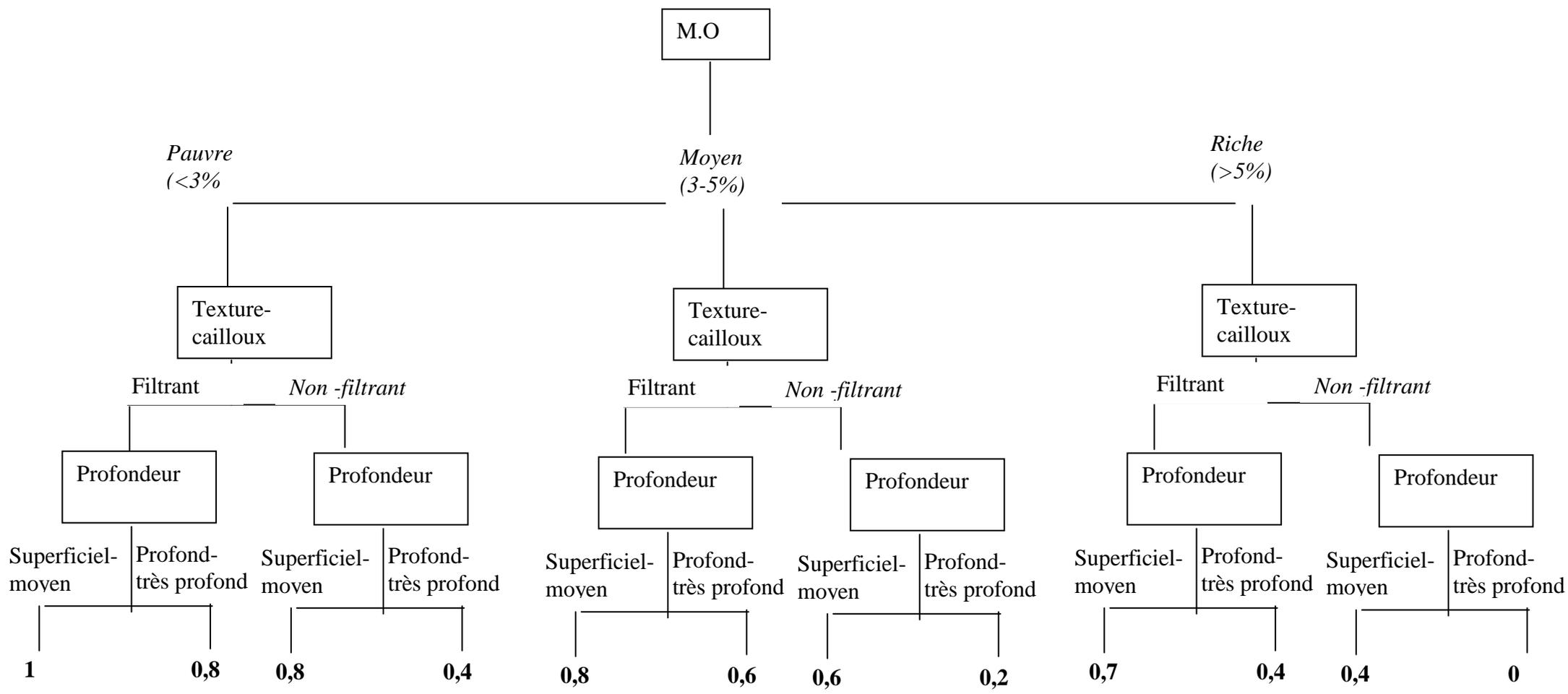
Le lessivage des produits phytosanitaires n'est pas soumis aux mêmes mécanismes que celui des nitrates. En l'absence de données plus précises, on peut utiliser le taux de matière organique du sol pour estimer le potentiel de lessivage ou le système de règle décision donné sur la figure suivante

#### Cas particulier du cuivre

La disponibilité du cuivre dans la solution du sol détermine le risque de transfert vers les eaux souterraines. Comme pour d'autres éléments métalliques, elle dépend du pH mais aussi de la matière organique du sol. Le potentiel de lessivage peut être estimé de la manière suivante :

	pH				
	< 5,0	[5,0 ; 5,5[	[5,5 ; 6,0[	[6,0 ; 6,5[	> 6,5
MO < 5%	1	0,75	0,5	0,25	0
MO ≥ 5%	0,5	0,25	0	0	0

## Système de règle de décision pour le potentiel de lessivage



### Remarques :

- **Sol filtrant** = **sols sableux** (i.e. les classes « sableux » ou « sablo-argileux » **ou argileux** (> 40 % argile favorisant les transferts préférentiels, i.e. les classes « argile lourde, et « argileux »), **sols caillouteux** (> 10 % cailloux)

- **Sol drainé** : potentiel de lessivage = 1 en période de drainage (hiver) et valeur de l'arbre de décision en période de non saturation

## Pourcentage de dérive

Par dérive, nous entendons la quantité de produit susceptible de se retrouver directement dans un cours d'eau (ou fossé en eau, ou autre point d'eau). Au dessus de 1 %, la valeur est considérée comme totalement défavorable dans le calcul de l'indicateur. Il peut être estimé en fonction de la distance à la rivière et de la méthode d'application :

Méthode d'application	% dérive pour une distance à une rivière			
	< 3 m	3-6 m	6-12 m	>= 12 m
Traitement en plein	1,0	0,7	0,3	0
Traitement sur le rang	0,5	0,3	0,1	0

## Détermination du potentiel de ruissellement

*Il est noté entre 0 (absence) et (1 potentiel maximum)*

Le potentiel de ruissellement est fonction de la pente, sachant qu'une faible pente suffit pour permettre un ruissellement, à la différence de l'érosion proprement dite qui est fortement liée à la pente. L'état de surface et notamment la présence d'une croûte de battance, ou des problèmes d'infiltration dus à la présence d'hydromorphie à faible profondeur, jouent un rôle important dans le déterminisme du ruissellement.

Pente	Sableux <sup>a</sup>	Limoneux <sup>b</sup>		Argileux <sup>c</sup>	
		Battance		Hydromorphie	
		Non	Oui	Non	Oui
Nulle	0	0	0	0	0,25
Faible (0-2 %)	0,1	0,25	0,4	0,25	0,5
Moyenne (2- 5 %)	0,3	0,5	0,7	0,5	0,75
Forte (> 5 %)	0,6	0,75	1	0,75	1

<sup>a</sup> = les classes « sableux » et « sablo-argileux »

<sup>b</sup> = les classes « limoneux »

<sup>c</sup> = les classes « argile lourde », « argileux », « argilo-limoneux » et « argilo-sableux »

## **Facteurs correctifs des valeurs du tableau**

- *Période de traitement*

Traitements durant une période habituellement sèche :

⇒ *Potentiel de ruissellement = 0*

- *Etat de surface de la parcelle et travail du sol*

Traitements sur chaumes, ou avec présence de résidus, ou parcelle travaillée de manière simplifiée (non labour) :

⇒ *Potentiel de ruissellement à diviser par 2*

- *Aménagement de la parcelle*

Présence d'une bande enherbée (> 12 m) en bas de pente :

⇒ *Potentiel de ruissellement à diviser par 4*

Présence d'une bande enherbée (entre 6 m et 12 m) en bas de pente :

⇒ *Potentiel de ruissellement à diviser par 2*

## **Couverture du sol (entrant dans la variable « position »)**

La variable « position » représente le taux d'interception par le couvert du produit phytosanitaire pulvérisé. En l'absence de données chiffrées fondées sur le stade de la culture, nous proposons dans les tableaux suivants des valeurs, fonction de la date de semis et de la date de traitement. Des dates moyennes de stade de l'Est de la France et des valeurs de couverture de sol utilisées par le groupe de chercheurs de l'Action Concertée Européenne CAPER ont servi à fixer ces valeurs qui devront probablement être adaptées régionalement.

**Dates de semis limites des groupes de précocité pour la détermination de la couverture de sol (voir tableaux à la fin)**

Culture	Précocité du semis		
	Précoce avant le	Moyen Entre	Tardif après le
Blé hiver	10-oct		1-nov
Autre céréale à Paille hiver	1-oct		20-oct
Colza hiver	20-août		10-sept
Colza printemps	15-févr		15-mars
Céréale à Paille printemps	15-févr		15-mars
Pois	15-févr		15-mars
Betterave	10-mars-99		01-avr-99
Maïs	20-avr-99		5-mai-99
Tournesol	10-avr-99		01-mai-99

Couverture du sol en fonction de la précocité de semis et de la date de traitement (voir tableaux pages suivantes)

**Remarque :** pour les traitements post-récoltes ou présemis à base de *glyphosate* ou *glufosinate*, on peut prendre une couverture de 50 % en l'absence d'observation du terrain.

**Coefficient de surface**

Dans le cas d'un traitement partiel sur la parcelle, par tâche ou sur le rang, on multipliera l'indicateur par substance active par un *coefficient correspondant au pourcentage de la surface traitée*.

**Exemple de valeurs de couverture (en % à diviser par 100 pour le logiciel)  
pour des cultures d'hiver**  
(P=date semis précoce, M = moyenne, T = tardive)

Date traitement		Blé h.	Blé h.	Blé h.	Colza h.	Colza h.	Colza h.	Orge h.	Orge h.	Orge h.
Mois	Décade	P	M	T	P	M	T	/ Seigle P	/ Seigle M	/ Seigle T
1	1	10	5	2	35	25	15	12,5	10	5
1	2	10	5	2	35	25	15	12,5	10	5
1	3	10	5	2	35	25	15	12,5	10	5
2	1	10	5	2	35	25	15	12,5	10	5
2	2	10	5	2	35	25	15	12,5	10	5
2	3	12,5	7,5	5	40	30	20	15	12,5	7,5
3	1	15	10	7,5	50	40	30	20	15	10
3	2	17,5	12,5	10	60	50	40	25	20	12,5
3	3	20	15	12,5	70	60	50	30	25	17,5
4	1	30	20	15	75	70	60	40	35	30
4	2	40	30	25	80	75	70	50	45	40
4	3	50	40	35	80	80	75	60	55	50
5	1	60	50	45	80	80	80	70	65	60
5	2	70	60	55	80	80	80	77,5	75	70
5	3	75	70	65	80	80	80	80	80	75
6	1	77,5	75	75	80	80	80	80	80	80
6	2	80	80	80	80	80	80	80	80	80
6	3	80	80	80	80	80	80	80	80	80
7	1	80	80	80	80	80	80	80	80	80
7	2	80	80	80	80	80	80	80	80	80
7	3	80	80	80	80	80	80	80	80	80
8	1	80	80	80	80	80	80	80	80	80
8	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-
9	2	-	-	-	3,5	-	-	-	-	-
9	3	-	-	-	5	2	-	-	-	-
10	1	-	-	-	10	3,5	2	2	-	-
10	2	2	-	-	15	5	3,5	3,5	-	-
10	3	3,5	-	-	20	10	5	5	-	-
11	1	5	-	-	25	15	10	7	-	-
11	2	7	-	-	30	20	12,5	10	2	-
11	3	9	2	-	32,5	25	15	12,5	5	5
12	1-3	10	5	2	35	25	15	12,5	10	5

**Exemple de valeurs de couverture(en % à diviser par 100 pour le logiciel) pour des cultures de printemps**

(P=date semis précoce, M = moyenne, T = tardive)

Mois	Décade	Céréales,	Céréales,	Céréales,	Bett. s.	Bett. s.	Bett. s.	Maïs	Maïs	Maïs	Tourn.	Tourn.	Tourn.
		colza, pois print. P	colza, pois print. M	colza, pois print. T	P	M	T	P	M	T	P	M	T
1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	3	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	1	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	2	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	-	-
3	3	5	0	0	0	0	-	0	-	-	0	-	-
4	1	10	5	0	0	0	0	0	0	-	0	0	-
4	2	20	10	5	5		0	0	0	-	5	0	-
4	3	30	20	10	10	5	0	1	0	-	10	0	-
5	1	40	30	20	25	10	5	3	1	0	20	5	0
5	2	50	40	30	45	25	10	6	3	0	30	10	0
5	3	60	50	40	65	45	25	10	6	0	40	20	5
6	1	70	60	50	80	65	45	25	10	3	50	30	10
6	2	80	70	60	90	80	65	40	25	6	60	40	20
6	3	80	80	70	90	90	80	60	40	10	70	50	30
7	1	80	80	80	90	70	90	75	60	25	70	60	40
7	2	80	80	80	90	80	90	75	75	40	70	70	50
7	3	80	80	80	90	90	90	75	75	60	70	70	60
8	1	80	80	80	90	90	90	75	75	75	70	70	70
8	2	80	80	80	90	90	90	75	75	75	70	70	70
8	3	80	80	80	90	90	90	75	75	75	70	70	70
9	1	-	-	-	90	90	90	65	75	75	60	70	70
9	2	-	-	-	90	90	90	65	65	65	60	60	70
9	3	-	-	-	80	90	90	65	65	65	60	60	60
10	1	-	-	-	80	80	90	65	65	65	60	60	60
10	2	-	-	-	80	80	80	65	65	65	-	-	-
10	3	-	-	-	80	80	80	65	65	65	-	-	-
11	1	-	-	-	80	80	80	-	-	-	-	-	-
11	2	-	-	-	80	80	80	-	-	-	-	-	-
11	3	-	-	-	80	80	80	-	-	-	-	-	-
12	1-3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

## ANNEXE F7

### Détail du calcul de I-Phy pour un programme de traitement

- les valeurs d'indicateurs par traitement  $I_{physa_i}$  sont transformées entre 0 (absence de risque) et 1 (risque maximum) par translation et pondérées par un coefficient qui augmente avec le risque (ou quand  $I_{physa_i}$ ). Ces coefficients  $k_i$  sont restés très faibles ( $= < 0,2$ ) tant que  $I_{physa_i}$  est  $> 7$ . et prend une valeur de 1 pour  $I_{physa_i}=2$  (cette valeur de 2 correspond à une substance active à fort dosage avec un risque élevé pour 1 compartiment de l'environnement, voir Annexe F3)

On obtient donc :

$$\mathbf{I-Phy = \text{Min} (I_{physa_i}) - \sum k_i (\% \text{ surface traitée})_i * (10 - I_{physa_i})/10}$$

**$I_{physa_i}$**  : indicateur pour l'application de la substance active i.  
 $(I-Phy)_{sa_i} = 10 - 10 * (\% \text{ surface traitée } * \text{risque}_i \text{ entre 0 et 1})$

$k_i$  coefficient de pondération obtenu empiriquement et par régression (en posant  $k=0,1$  pour  $I_{physa} = 10$ ,  $k=0,2$  pour  $I_{physa} = 7$  et  $k=1$  pour  $I_{physa}=2$ ). On obtient  $k = -1,7175 * e^{(-0,2913 * I_{physa})}$

$\sum k_i * (10 - I_{physa_i})/10$  : somme des risques pondérées dont on a enlevé la valeur minimale  $I_{physa_i}$   
 (formule exacte  $I-Phy = \text{Min} (I_{physa_i}) - \sum k_i * (10 - I_{physa_i})/10 + k_i * (10 - \text{Min} (I_{physa_i}))_i/10$ )  
 Si  $I-Phy < 0$ , sa valeur est ramenée à 0.

On obtient donc les valeurs suivantes en fonction de  $I_{physa}$  dans la somme pondérée des risques

$I_{physa_i}$	Risque entre 0 et 1	$k_i$	Point enlevé à minimum ( $I_{physa_i}$ )
10	0	0,01	0
7	0,3	0,22	0,07
6	0,4	0,3	0,12
5	0,5	0,4	0,2
4	0,6	0,54	0,32
3	0,7	0,72	0,5
2	0,8	0,96	0,8
0	1	1,71	1,7

#### Exemples

- 2 substances actives à  $I_{physa} = 7$  et 1 à  $I_{physa} = 6$   
 $I-Phy = 6 - (0,07+0,07) = 5,84$

- 1 substance active à  $I_{physa} = 4$ , 1 à  $I_{physa} = 5$ , 1 à 7, 2 à  $I_{physa} = 10$

$$\text{I-Phy} = 4 - (0,2+0,07+2*0,001) = 3,73$$

- 1 substance active à à Iphysa =2, 1 à à Iphysa =3, 2 à Iphysa = 7

$$\text{I-Phy} = 2 - (0,5+0,07+0,07) = 1,36$$

## G. INDICATEUR *IRRIGATION* ( $I_{\text{irrig}}$ )

### 1. Remarque préliminaire

- Cet indicateur est un indicateur agro-écologique d'impact calculé sur la parcelle.

### 2. Objectifs

- Évaluer l'impact des pratiques d'irrigation sur la qualité des eaux souterraines et/ou sur la quantité de la ressource en eau disponible. Selon la zone d'irrigation, l'une ou l'autre problématique sera prévalant. Dans tous les cas l'indicateur est basé sur le principe que les apports doivent correspondre aux besoins (absence de drainage) pour éviter les gaspillages et éviter les risques de lessivage de nitrates. Dans les zones où la ressource en eau est limitée, les besoins pour les cultures seront rationnés. Nous tiendrons compte de ce facteur par un « facteur de rationnement » venant corriger l'ETM.

### 3. Hypothèses

- L'indicateur est basé sur le calcul d'un bilan hydrique simplifié à deux réservoirs par décade (Jacquart et Choisnel, 1995) à partir du 1er janvier de l'année prise en compte. Durant la période d'irrigation, les bilans positifs correspondront à des excès d'eau due à l'irrigation.

### 4. Principes de calcul

- Calcul au niveau de chaque parcelle.
- Pour l'exploitation, l'indicateur est obtenu par une moyenne pondérée des valeurs parcellaires au prorata de la surface de chaque parcelle.
- n bilan hydrique simplifié est calculé par décade depuis le 1<sup>er</sup> janvier de l'année jusqu'à la dernière décade où une irrigation a été apportée selon la méthode proposée par (Jacquart et Choisnel, 1995).
- L'indicateur est calculée de la manière suivante :

$$I_{\text{irrig}} = 10 - \text{Max}(D, E)/C$$

avec

D: drainage suscité par l'irrigation à partir d'un calcul de bilan hydrique (cf. §5.1.)

E: excès d'irrigation par rapport aux rationnement . En fait, on a:  $E \geq D$ . En l'absence de rationnement, on accepte une irrigation basée sur un équilibre du bilan hydrique (ou « irrigation à l'ETM », et dans ce cas  $E = D$  voir calcul ci-dessous . Par contre en cas de rationnement, l'irrigation sera fondé non sur l'ETM mais sur  $r * \text{ETM}$  ( $r < 1$ ). Dans ce cas, il peut y avoir excès sans que cela conduise à un drainage.

C facteur calage pour obtenir la valeur minimale acceptable de 7

## 5. Détail du calcul

### 5.1. Calcul du bilan hydrique simplifié à deux réservoirs par décade pour le calcul du drainage D

- Ce bilan hydrique repose sur la prise en compte de deux réservoirs :

- un réservoir superficiel :  $RU1 = 0,4 \cdot RU$
- un réservoir profond :  $RU2 = 0,6 \cdot RU$

avec  $RU$  : la réserve utile du sol (en l'absence de valeurs, nous proposons de prendre les valeurs utilisées dans l'indicateur azote).

Le calcul repose sur l'hypothèse que le réservoir superficiel contribue prioritairement à l'évapotranspiration (i. e. se vide en premier) et est aussi réalimenté prioritairement.

- On part de la décade  $i$

Soient  $R1_i$ , l'état de remplissage du réservoir superficiel et  $R2_i$ , l'état de remplissage du réservoir profond,  $R = R1 + R2$  l'état de remplissage de la réserve hydrique du sol à l'issue de la décade  $i$

#### Remarque

Au 1<sup>er</sup> janvier, début du calcul, le réservoir du sol  $R$  est supposé normalement plein ce qui est fréquent dans une grande partie de la France pour les sols qui ont besoin d'irrigation (à  $RU$  limitée). Ceci doit être cependant vérifié. En cas de période de sécheresse en automne, il faudra effectuer un bilan hydrique sur cette période pour estimer le déficit hydrique au 1<sup>er</sup> janvier.

- Pour la décade suivante  $i+1$

On va estimer l'état de remplissage de chaque réservoir au bout de la décade suivante  $i+1$  par les bilans suivants :

$$R1_{i+1} = R1_i - ETR1_{i+1} + P1_{i+1} \quad \text{et} \quad R2_{i+1} = R2_i - ETR2_{i+1} + P2_{i+1}$$

avec :  $ETR1_{i+1}$  et  $ETR2_{i+1}$ , la contribution à l'évapotranspiration réelle de chaque réservoir pour la décade  $i+1$

$P1_{i+1}$  et  $P2_{i+1}$  l'ensemble des précipitations et irrigations contribuant à réalimenter chaque réservoir pour la décade  $i+1$

*1<sup>ère</sup> étape : Calcul de  $ETR1_{i+1}$  et  $ETR2_{i+1}$*

On part du calcul de l'évapotranspiration maximum  $ETM_{i+1}$  avec  $ETM_{i+1} = c \cdot ETP_{i+1}$

avec  $ETP_{i+1}$ , l'évapotranspiration pour la décade  $i + 1$  (donnée de la station météo la plus proche ou du département) et  $c$  est un coefficient cultural pour la culture et la décade donnée (Ex :  $c = 0,5$  pour un sol nu).

$ETR1$  et  $ETR2$  sont calculés de la manière suivante :

Si  $ETM_{i+1} \leq R1_i$  alors  $ETR1_{i+1} = ETM_{i+1}$  et  $ETR2_{i+1} = 0$

*Cas où le réservoir superficiel est suffisamment rempli et se videra en premier*

Si  $ETM_{i+1} > R1_i$  alors  $ETR1_{i+1} = R1_i$  et  $ETR2_{i+1} = R2_i/RU2 \cdot (ETM_{i+1} - R1_i)$

avec pour limite  $ETR2_{i+1} < R2_i$

*Cas où le réservoir superficiel se vide et où le réservoir profond va participer à l'évapotranspiration et commencer à se vider dans la mesure de son état de remplissage.*

Une fois ETR1 et ETR2 calculés pour la décade i+1 on obtient un bilan provisoire pour chaque réservoir  $RP1_{i+1}$  et  $RP2_{i+1}$

$$RP1_{i+1} = R1_i - ETR1_{i+1}$$

$$RP2_{i+1} = R2_i - ETR2_{i+1}$$

**2<sup>ème</sup> étape :** *Calcul de  $P1_{i+1}$  et  $P2_{i+1}$  et d'un éventuel drainage pendant la décade i+1 ( $D_{i+1}$ )*

Soit  $P_{i+1}$  l'ensemble des précipitations et irrigations de la décade i+1

P va d'abord contribuer à réalimenter le réservoir superficiel (terme  $P1_{i+1}$ ) et accessoirement le réservoir profond (terme  $P2_{i+1}$ ) ce qui peut dans ce cas éventuellement entraîner un drainage d'eau en profondeur s'il y a encore excès au niveau du réservoir profond.

Soient  $DHP1_{i+1}$  et  $DHP2_{i+1}$  les déficit « intermédiaires » des réservoirs superficiel et profond après sa contribution à l'évapotranspiration

$$DHP1_{i+1} = RU1 - RP1_{i+1}$$

$$DHP2_{i+1} = RU2 - RP2_{i+1}$$

*Cas où l'ensemble des apports d'eau ne suffise pas à remplir le réservoir superficiel.*

Si  $P_{i+1} \leq DHP1_{i+1}$  alors  $P1_{i+1} = P_{i+1}$  et  $P2_{i+1} = 0$

*Cas où le réservoir profond peut être réalimenté*

Si  $P_{i+1} > DHP1_{i+1}$  alors  $P1_{i+1} = DHP1_{i+1}$  et  $P2_{i+1} = P_{i+1} - DHP1_{i+1}$

Avec pour limite  $P2_{i+1} \leq DHP2_{i+1}$

**3<sup>ème</sup> étape :** *Calcul d'un éventuel drainage pendant la décade i+1 ( $D_{i+1}$ )*

Si  $P2_{i+1} > DHP2_{i+1}$  alors  $P2_{i+1} = DHP2_{i+1}$

*on est en situation d'excès et un drainage peut se produire*

$$D_{i+1} = P2_{i+1} - DHP2_{i+1}$$

**4<sup>ème</sup> étape :** *Calcul de l'état de remplissage de chaque réservoir au bout de la décade suivant  $R1_{i+1}$  et  $R2_{i+1}$*

$$R1_{i+1} = R1_i - ETR1_{i+1} + P1_{i+1}$$

$$R2_{i+1} = R2_i - ETR2_{i+1} + P2_{i+1}$$

L'état de remplissage global est égal à la somme des deux :  $R_{i+1} = R1_{i+1} + R2_{i+1}$

Pour chaque décade avec irrigation et où il y a eu excès, on regardera si l'excès n'est pas dû à des précipitations après irrigation. Dans ce cas, si elles interviennent au moins 48 h après

irrigation, on peut les déduire du drainage. En effet, on considère que la précision des prévisions météo ne permettent pas à l'irrigant de tenir compte de ce genre de cas de figure

Pour l'ensemble des décades où il y a eu irrigation, on somme l'ensemble des drainages  $D_i$  dont on a déduit d'éventuelles précipitations intervenant après 48 h ( $Pré_{48}$ ) et on pose :

$$D = \Sigma (D_i - Pré_{48})$$

## 5.2. Calcul des excès E en cas de rationnement

En cas de rationnement et d'irrigation basée non sur l'ETM mais sur un niveau inférieur à l'ETM,  $r \cdot ETM$  ( $r < 1$ ), on refait les calculs de bilan en remplaçant la valeur de l'ETM pour chaque décade par  $r \cdot ETM$

## 6. Références pour la valeur recommandée ( $I_{rrig} = 7$ )

Dans le cas de cet indicateur, on propose de prendre en compte l'irrégularité de la répartition des apports d'eaux pour la définition de la valeur 7. En fait l'intervalle de valeurs situées entre 7 et 10 correspond dans ce cas à un intervalle de tolérance qui serait égal au degré d'irrégularité des apports d'irrigation acceptable dans la pratique. Or les praticiens considèrent qu'un coefficient de répartition de 80 % est satisfaisant (ITCF et AGPM, 2000), ce qui correspond à peu près à une variation de 20 % par rapport à la dose apportée. Le facteur C sera obtenu de la manière suivante :  $I_{rrig} = 7$  pour  $D$  (ou  $E$ ) =  $0,2 \cdot I$  avec  $I$  = dose totale apportée durant la campagne.

D'où  $C = 0,2 \cdot I / 3$

## 7. Exemple de calcul (voir tableau page suivante)

**Tab. 1 :** Exemple de calcul de l'indicateur irrigation pour une culture de maïs en sol superficiel

Mois	Décade	RU	ETP	c	<b>ETM</b>	ETR1	ETR2	RP1	RP2	<b>Précip.</b>	Irrigation	R1	R2	R	D
		30										12	18		
Janvier	1	30	13,9	0,5	<b>7,0</b>	7,0	0,0	5	18	<b>30</b>		12	18	30	23
Janvier	2	30	5,8	0,5	<b>2,9</b>	2,9	0,0	9	18	<b>13</b>		12	18	30	10
Janvier	3	30	4,6	0,5	<b>2,3</b>	2,3	0,0	10	18	<b>0</b>		10	18	28	0
Février	1	30	7,7	0,5	<b>3,9</b>	3,9	0,0	6	18	<b>0</b>		6	18	24	0
Février	2	30	11,5	0,5	<b>5,8</b>	5,8	0,0	0	18	<b>0</b>		0	18	19	0
Février	3	30	9,2	0,5	<b>4,6</b>	0,5	4,1	0	14	<b>11</b>		11	14	25	0
Mars	1	30	24,4	0,5	<b>12,2</b>	11,4	0,6	0	13	<b>29</b>		12	18	30	12
Mars	2	30	13,0	0,5	<b>6,5</b>	6,5	0,0	6	18	<b>4</b>		10	18	28	0
Mars	3	30	26,8	0,5	<b>13,4</b>	9,5	3,9	0	14	<b>4</b>		4	14	18	0
Avril	1	30	19,9	0,5	<b>10,0</b>	3,9	4,7	0	9	<b>35</b>		12	18	30	14
Avril	2	30	17,1	0,5	<b>8,6</b>	8,6	0,0	3	18	<b>27</b>		12	18	30	18
Avril	3	30	27,3	0,5	<b>13,7</b>	12,0	1,7	0	16	<b>20</b>		12	18	30	7
Mai	1	30	32,2	0,5	<b>16,1</b>	12,0	4,1	0	14	<b>3</b>		3	14	17	0
Mai	2	30	56,5	0,5	<b>28,3</b>	3,0	19,5	0	0	<b>0</b>		0	0	0	0
Mai	3	30	40,4	0,6	<b>24,2</b>	0,0	0,0	0	0	<b>27</b>		12	15	27	0
Juin	1	30	41,8	0,6	<b>25,1</b>	12,0	10,9	0	4	<b>29</b>		12	18	30	3
Juin	2	30	34,5	0,7	<b>24,2</b>	12,0	12,2	0	6	<b>10</b>	<b>15</b>	12	18	30	<b>1</b>
Juin	3	30	49,4	0,8	<b>39,5</b>	12,0	27,5	0	0	<b>7</b>	<b>25</b>	12	18	30	<b>2</b>
Juillet	1	30	34,0	0,9	<b>30,6</b>	12,0	18,6	0	0	<b>18</b>	<b>15</b>	12	18	30	<b>3</b>
Juillet	2	30	45,7	1,1	<b>50,3</b>	12,0	38,3	0	0	<b>0</b>	<b>36</b>	12	18	30	<b>6</b>
Juillet	3	30	44,0	1,1	<b>48,4</b>	12,0	36,4	0	0	<b>17</b>	<b>18</b>	12	18	30	<b>5</b>
Août	1	30	38,9	1	<b>38,9</b>	12,0	26,9	0	0	<b>22</b>	<b>18</b>	12	18	30	<b>10</b>
Août	2	30	44,4	1	<b>44,4</b>	12,0	32,4	0	0	<b>9</b>	<b>18</b>	12	15	27	<b>0</b>
Août	3	30	31,1	0,9	<b>28,0</b>	12,0	13,3	0	2	<b>13</b>		12	3	15	0
Sept.	1	30	21,0	0,9	<b>18,9</b>	12,0	1,0	0	2	<b>54</b>		12	18	30	26
														<b>(ΣDi)</b>	<b>27</b>
														<b>kD</b>	1,3
														<b>kPi</b>	0,0
														<b>Irrig</b>	<b>5,7</b>



## H. INDICATEUR *ENERGIE* ( $I_{En}$ )

(d'après le travail de Pervanchon et al., 2002)

### 1. Remarque préliminaire

- Cet indicateur est un indicateur agro-écologique d'impact calculé sur la parcelle

### 2. Objectifs

- Évaluer l'impact de la consommation sur l'environnement due aux pratiques agricoles, de manière directe sur les ressources en énergies fossiles qui sont non renouvelables. De manière indirecte, l'indicateur prend aussi en compte l'effet de la consommation en énergie sur la qualité par le biais des émissions en gaz à effet de serres (CO<sub>2</sub>, etc.) ou polluant (No<sub>x</sub>, etc.) qui sont liées aux quantité d'énergie consommées Risoud, 1999.

### 3. Hypothèses

- L'indicateur repose sur l'évaluation des consommations d'énergie directe due aux machines et à l'irrigation, les principaux postes de consommation. L'énergie indirecte (qui entre dans la production d'intrants) est aussi prise en compte pour les engrais et les phytosanitaires sur lesquels l'agriculteur a une marge de manœuvre.
- En l'absence de références sur les niveaux de consommation qui correspondrait à un niveau d'agriculture durable, on se propose de « caler » l'indicateur sur des niveaux de consommation qui correspondent à un système très extensif (agriculture biologique) pour la valeur 10, à un système de type « intégré » pour la valeur 7 (Viaux, 1999) et à un système très intensif pour la valeur 0 de l'indicateur, ceci pour des itinéraires de blé, la culture la plus répandue en France.

### 4. Mode de calcul

- Calcul au niveau de chaque parcelle.
- Pour l'exploitation, l'indicateur est obtenu par une moyenne pondérée des valeurs parcellaires au prorata de la surface de chaque parcelle.
- L'indicateur repose sur l'estimation de la consommation d'énergie résultant de la somme de quatre postes de consommation :
  - d'énergie directe due au machinisme et à l'irrigation
  - d'énergie indirecte entrant dans la production d'engrais et de produits phytosanitaires

L'indicateur résulte de la transformation de l'énergie totale calculée en un indice entre 0 et 10 à l'aide d'une fonction polynomiale obtenue avec trois points de référence

$$I_{En} = a(E_t)^2 + a(E_t) + c$$

avec :

$$E_t = E_{mach} + E_{irr} + E_{fert} + E_{phyto}$$

$I_{En} = 10$  pour  $E_t$  = énergie totale pour un système de culture très extensif (agriculture biologique) en blé

$I_{En} = 7$  pour  $E_t$  = énergie totale pour un système intégré en blé

$I_{En} = 0$  pour  $E_t$  = énergie totale pour un système très intensif en blé

## 5. Détail du calcul

### 5.1. Estimation de la consommation de l'énergie due au machinisme

Elle est estimée de manière indirecte pour chaque passage d'outil à l'aide d'une équation adaptée de Donaldson et al., 1994<sup>o</sup>:

$$E_{machi} = ((36P_a C/\eta)/(VL)) + D/S + \text{calib}$$

avec :

$E_{machi}$  : consommation de l'énergie pour le passage de l'outil  $i$  (MJ/ha)

$P_a$  puissance absorbée du tracteur pour la machine (kW),

$V$  : la vitesse du tracteur (km/h)

$L$  : la largeur de l'outil (m)

$C$  : un facteur de correction prenant en compte des risques de surconsommation (Annexe H1)

$D$  : un facteur de correction prenant en compte l'éloignement de la parcelle (Annexe H1)

$S$  la surface de la parcelle (ha), (CEMAGREF, 1991)

$\eta$  le rendement du moteur estimée à 35%.

Calib : terme de calibrage pour outils de travail du sol et semoir

avec  $\text{Calib} = -2.72438 * P_a + 274.58242^1$

Pour l'ensemble des outils :  $E_{mach} = \sum E_{machi}$

- Pour la puissance absorbée  $P_a$ , des valeurs sont proposées pour chaque outils en fonction de la largeur et de la vitesse. Ces valeurs ont été obtenues à partir d'une base de données plus complètes française non publiée comprenant en partie des valeurs mesurées. Pour chaque type d'outil, nous avons obtenu à l'aide d'une série de régression une relation du type :

$$P_a = \alpha VL + \beta V + \alpha' L + \beta'$$

<sup>1</sup> Nouveau dans version 1.8. Ce terme a été obtenu avec un jeu de données issues d'essais de l'ITCF dans les années 80-90 (n=87 pour le calibrage et n = 40 pour la validation)

## 5.2. Estimation de la consommation de l'énergie due à l'irrigation

Elle est estimée de manière indirecte à l'aide d'une équation adaptée de Duke, 1989 :

$$E_{\text{irrig}} = (36P_u I / (Q G)) + A / S$$

avec :

$E_{\text{irrig}}$  : consommation de l'énergie due à l'irrigation (MJ/ha)

$P_u$  : puissance absorbée de la pompe (kW),

$I$  : dose totale d'irrigation (mm)

$Q$  : débit de la pompe ( $\text{m}^3/\text{h}$ )

$G$  : un facteur de correction prenant en compte des risques de surconsommation (Annexe H2)

$A$  : un facteur de correction prenant en compte le coût énergétique du forage (Annexe H2)

$S$  : la surface de la parcelle (ha),

- Comme dans le cas précédent la puissance absorbée  $P_u$  est estimée à l'aide de la relation suivante suite à certaines hypothèses et valeurs d'experts pour certains paramètres :

$$P_u = [2,72Q[B + z_2 - z_1 + 0,0826(0,065L/D^5 + 0,20)(Q^2/3600^2)]] / 1000,$$

avec :

$Q$  : débit de la pompe ( $\text{m}^3/\text{h}$ )

$L$  : longueur des tuyaux (m),

$D$  : diamètre moyen des tuyaux (m),

$z_2 - z_1$  : profondeur du forage

$B$  : un des termes de la formule manométrique totale (HTM) qui a été fixé à :  $B=51.8$  pour les enrouleurs, pivots, rampes et localisée, et  $B=31.1$  en couverture intégrale.

## 5.3. Estimation de la consommation de l'énergie dans les fertilisants

Celle-ci se calcule à l'aide de coefficient énergétique que nous tirés de Mudahar et Hignett, 1987, datés de 1983, que nous avons réactualisé comme recommandé par Bonny, 1993). Nous proposons sur la base de diverses données un gain de 15 % tous les 10 ans

La relation suivante est proposée

$$E_{\text{fert}} = 0,70[(\text{Coefficients Mudahar \& Hignett}) + E_{\text{ff}}], \quad (10)$$

avec

$E_{\text{fert}}$  : énergie indirecte entrant dans le consommation des fertilisants

$E_{\text{ff}}$  : Energie utilisée pour la formulation et transport (Annexe H3)

Des exemples sont donnés en Annexe H3.

#### **5.4. Estimation de la consommation de l'énergie dans les produits phytosanitaires**

Les coefficients sont basés sur des valeurs proposées par certains auteurs (Green, 1989; Lambert, 1996) pour certaines matières actives que nous avons extrapolés aux matières actives de la même famille. En l'absence de données pour la même famille nous avons pris la moyenne de tous les produits de même type (insecticide, herbicide, etc.).

Des exemples sont donnés en Annexe H4.

#### **5.5. Calcul de l'indicateur $I_{En}$**

L'indicateur est calculé de la manière suivante :

$$0 \leq E_t \leq 3500 \text{ MJ/ha} : \quad I_{En} = 10$$

$$3500 \leq E_t \leq 34900 \text{ MJ/ha} : \quad I_{En} = 8,75544 \cdot 10^{-9} (E_t)^2 - 6,5492 \cdot 10^{-4} (E_t) + 12,184$$

$$- E_t > 34900 \text{ MJ/ha} : \quad I_{En} = 0$$

Ces bornes pour  $E_t$  et la formule ont été obtenues avec des points de références pour les itinéraires décrits dans le Tab.1

### **6. Références pour la valeur recommandée ( $I_{En} = 7$ ) cf. Tab. 1a et 1b**

### **7. Exemple de calcul cf. Tab. 2**

On remarquera le fort poids du poste fertilisant par rapport au poste phytosanitaire qui ne prend qu'une faible part. Néanmoins ce poste a été gardé pour mettre en évidence les éventuels transferts énergétiques, lorsque l'utilisation des produits phytosanitaires est réduite et entraîne une augmentation du travail du sol (désherbage) ou vice-versa (dans le cas du non labour).

**Tab. 1a :** Itinéraires techniques choisis pour les systèmes de référence pour les valeurs 0,7,10 de l'indicateur I<sub>En</sub>

Valeur de I <sub>En</sub>	Outil	Nombre d'utilisation	Irrigation	Substance active	Fertilisants
<b>0</b>	Charrue 4 socs (1.60m)	1	240 mm avec moteur à diesel	Cypermethrin 0.05 kg	Urée 652 kg (300 kg N) P2O5 90 kg K2O 120 kg
	Compactor (4m)			Chlortoluron 2.5 kg	
	Vibroculteur (5.0m)	1		Finoxaprop 0.069 kg	
	Decompacteur (4.0m)	2		Bifenox 0.75 kg	
	Herse rotative (4.0m)	1		Ioxynil 0.23 kg	
	Semoir (3.2m)	1		Mecoprop 0.65 kg	
	Pulvérisateur (1500l, 14m)	8		Fluroxypyr 0.2 kg	
	Epandeur (1300l, 14m)	5		Cyprodinil 0.75 kg	
	Mois. bat. (5,4m)	1		Epoxiconazole 0.25 kg	
	Déchaumeur (4.3m)	2		Kresoxymeth 0.25 kg Chlormequat 1.61 kg Trinexopac 0.125 kg	
<b>7</b>	Compactor (4.0m)	1	0mm	Glyphosate 0.54 kg	Urée 217 kg (100 kg N) P2O5 111 kg K 83 kg
	Vibroculteur (5.8m)	2		Sulfonylurée 0.01 kg	
	Chisel (travail prof.) (4.3m)	0,5		Epoxiconazole 0.125 kg	
	Semoir (3.2m)	1		Fenoxaprop 0.069 kg	
	Pulvérisateur (1500l, 14m)	3			
	Epandeur (1300l, 14m)	3			
	Mois. bat. (5,4m)	1			
	Déchaumeur (4.3m)	1,5			
<b>10</b>	Charrue 4 socs (1.60m)	1	0mm	0	0
	Compactor (4m)	1			
	Herse (4m)	1			
	Semoir (3.0m)	1			
	Bineuse (3.5m)	2			
	Mois. bat. (5,4m)	1			

**Tab. 1b :** Consommation énergétique calculées avec I<sub>En</sub> pour les itinéraires techniques choisis pour les systèmes de référence pour les valeurs 0,7,10 de l'indicateur I<sub>En</sub>

Valeur de I <sub>En</sub>	Utilisation des machines	Irrigation	Engrais	Pesticides	Total	Valeur arrondie dans la régression
	<i>MJ/ha</i>					
0	17 429	7766	13 388	1766	40 349	40 000
7	3821	0	5156	315	9292	9000
10	4067	0	0	0	4067	3500

**Table 2.** Quelques exemples de calcul pour l'indicateur energie

Culture	Outil	Irrigation	Fertilisants	Substance active
<b>Maïs 1</b> (monoculture)	1 X charrue 4 socs (1.60m) 1 X compacteur: 1 X semoir 4 X pulvé .(1500l) 3 X épandeur (1300kg): 1 X mois. bat.	150 mm avec pompe diesel	18/46/0: 180 kg/ha Urée: 400 kg/ha.	Alachlore : 1.9 kg/ha; Atrazine: 0.5 kg/ha; Chlopyralid: 0.1 kg/ha; Pyridate: 0.6 kg/ha; Dicamba: 0.3 kg/ha; Cypermethrin: 0.1 kg/ha.
<b>I<sub>En</sub> = 1,1</b>	E <sub>mach</sub> = 5646 (22%)	E <sub>irrig</sub> = 4757 (18%)	E <sub>fert</sub> = 14539 (56%)	E <sub>phyto</sub> = 928 (4%)
<b>Maïs 2</b> (rotation : Bett./maïs/blé)	1 X charrue 4 socs (1.60m) 2 X konskilde 1 X semoir 2 X pulvé .(1500l) 2 X épandeur (1300kg): 1 X mois. bat.	Aucune	0/15/30: 300 kg/ha; Ammonitrate: 330 kg/ha.	Carbofuran: 0.55 kg/ha; Atrazine: 1 kg/ha; Metolachlor: 1.5 kg/ha; Pendimethaline: 1 kg/ha; Alphamethrine: 0.2 kg /ha.
<b>I<sub>En</sub> = 4,9</b>	E <sub>mach</sub> = 4907 (36%)	E <sub>irrig</sub> = 0	E <sub>fert</sub> = 7579 (56%)	E <sub>phyto</sub> = 1078 (8%)
<b>Blé</b> (rotation : Bett./maïs/blé)	1 X charrue 4 socs (1.60m) 1 X herse rotative 1 X semoir 4 X pulvé .(1500l) 2 X épandeur (1300kg): 1 X mois. bat.	Aucun	Ammonitrate: 508 kg/ha.	Fenoxaprop: 0.031 kg/ha; Dichlorprop: 1.05 kg/ha; MCPA: 0.3 kg/ha; Mecoprop: 0.45 kg/ha. Trinexapac: 0.125 kg/ha; Azoxystrobine: 0.2 kg/ha; Epoxyconazole: 0.063 kg/ha.
<b>I<sub>En</sub> = 5,1</b>	E <sub>mach</sub> = 4219 (32%)		E <sub>fert</sub> = 8458 (65%)	E <sub>phyto</sub> = 376 (3 %)

## ANNEXE H1

### Calcul des facteurs de corrections (C et D) pour l'estimation de la consommation énergétique due au machinisme

- Le coefficient **C** résulte produit de plusieurs facteurs :

$$C = C1 * C2 / F$$

avec :

C1 traite de la qualité de la maintenance du tracteur et la maintenance des outils (Tab. 3).

C2 prend en compte le mode de conduite de l'agriculteur qui est difficile à estimer. Nous avons supposé qu'un tracteur équipé d'un système d'aide à la conduite (indicateur de consommation, ordinateur de bord) permet une économie d'énergie. En l'absence d'un tel système sur le tracteur, on suppose une surconsommation dans les mêmes proportions (Tab. 4).

Le facteur F est adapté à partir du facteur d'efficacité donné par Donaldson et al., 1994). Il varie en fonction des outils utilisé et de la taille des parcelles (Tab. 5)

- Le facteur de correction **D** prend en compte l'éloignement de la parcelle à l'exploitation et est calculé par la formule suivante

$$D = (35.8(\text{Consommation tracteur})/8)(\text{Distance parcelle-exploitation}), \quad (5)$$

avec :

un tracteur supposé roulant à 8 km/h et présentant une consommation moyenne (en litre, 1 l de fuel égal 35.8 MJ) variant en fonction de la puissance nominale pour une distance parcelle-exploitation donnée (en km).

Dans le cas d'outils combinés, D ne sera calculé qu'une fois.

**Tab. 3 :** Valeurs du facteur de correction C1 fixées à partir de données d'experts et publiées  
(Agence Française pour la Maîtrise de l'Energie, 1990)

Remplacement desfiltres à air toutes les 200 heurs	oui				no											
Règlage de l'injecteur et de la pompe (fuel) toutes les 2000 heures	oui		no		oui		no									
Adaptation de la pression des pneumatiques à l'outil	oui	no	oui	no	oui	no	oui	no								
Maintenance des outils	oui	no														
C1	1:00	1:05	1:05	1:10	1:05	1:10	1:10	1:15	1:05	1:10	1:10	1:15	1:10	1:15	1:15	1:20

**Tab. 4 :** Valeurs des facteurs de correction C2

Tracteur équipé d'un système d'aide à la conduite	oui	non
C2	0,925	1

<sup>a</sup> Cette valeur de surconsommation correspond à la moitié du maximum d'énergie permise pas ce type de système  
(Agence Française pour la Maîtrise de l'Energie, 1990)

**Tab. 5** : Calcul de F en fonction la taille de la parcelle et deux facteurs r et R donné par Miserque et al., no date pour de bonnes conditions de travail (grande parcelle) et de mauvaise conditions (petite parcelle) pour chaque outil.

Surface <sup>a</sup>	F
<1 ha	r
1-5 ha	$r+(R-r)/3$
5-10 ha	$R-(R-r)/3$
>10 ha	R

<sup>a</sup> Classes inspirées de Jaster et Filler, 1995

## ANNEXE H2

### Calcul des facteurs de corrections (G et A) pour l'estimation de la consommation énergétique due à l'irrigation

- Le coefficient **G** résulte du produit de 3 facteurs de corrections :

$$G = G_1 G_2 G_3$$

avec :

$G_1$  prend en l'efficience de l'application (Tab. 6).

$G_2$  considère l'efficience du transport (Tab. 6).

$G_3$  est lié à la maintenance du système d'irrigation (Tab. 7).

- Le facteur **A** un facteur de correction prenant en compte le coût énergétique du forage. Il est égal à :

$$A = [(z_2 - z_1) \cdot ((4000 + 120 + 130)) / 30]$$

avec :  $(z_2 - z_1)$  : profondeur de forage

Cette équation est basée sur les hypothèses suivantes : Le coût du forage est de 4000 MJ/m. Pour l'aménagement du forage, nous avons fixé le coût à 130 MJ et 120 MJ respectivement pour l'acier et le ciment. Enfin ce coût est amorti sur une durée de 30 ans.

Dans le cas d'un pompage dans un cours d'eau, A est nul.

**Tab. 6** : Valeurs de  $G_1$  (d'après CEMAGREF, 1991). et de  $G_2$  (d'après Duke, 1989).

Type d'irrigation	gravitation		localisé	aspersion
Type de sol	sableux	non sableux		
G1	0.6	0.7	0.9	0.8
G2	0.8	0.8	1	1

**Tab. 7** : Valeurs de  $G_3$  (d'après CEMAGREF, 1991).

Automatisme (programmeur, etc.)	oui		non	
Vérification annuelle du système	oui	non	oui	non
G3	0,9	0.8	1	0.9

### ANNEXE H3

#### Exemple de valeurs de coefficients énergétique pour différents fertilisants

Nom Engrais	Coefficient énergétique
Ammoniac	32,8
Ammonitrate 27%	13,4
Ammonitrate 33,5%	16,6
Urée	26,0
Solution	19,2
Sulfate d'ammonium	9,6
Super triple 45	8,5
<sup>a</sup> <i>scories</i>	2,3
KCl	7,2
<i>Sulfate K</i>	6,8
<i>0-15-30</i>	4,5
<i>0-17-27</i>	4,5
<i>0-18-28</i>	4,7
<i>0-20-30</i>	5,1
<i>0-24-24</i>	5,1
<i>0-25-25</i>	5,4
<i>12-52-0</i>	11,5
<i>13-13-13</i>	8,0
<i>13-13-21</i>	8,6
<i>14-20-20</i>	9,9
<i>15-15-15</i>	9,2
<i>14-20-20</i>	9,9
<i>18-46-0</i>	12,0
<i>24-6-12</i>	11,3
<i>9-23-30</i>	9,1

<sup>a</sup> Les chiffres en italique représentent des extrapolations à partir de l'ammoniac, l'acide phosphorique et le chlorure de potassium

L'extrapolation s'est faite par la formule suivante :

$$\text{Coefficient engrais NPK} = (\text{coeff } 1\% \text{ NH}_3 \text{ brut} * \% \text{ N} + \text{coeff } 1\% \text{ acide phos brut} * \% \text{ P}_2\text{O}_5) + (\text{coeff } 1\% \text{ KCl brut} * \% \text{ K}_2\text{O}) + ((E_{ff}) * 0,7)$$

l'énergie utilisée pour la formulation et transport ( $E_{ff}$ ) résulte de la pondération des valeurs pour N, P et K par les teneurs respectives en N, P, K

Nous avons utilisé les valeurs suivantes :

$$E_{ff} = 1,5 \text{ MJ /kg N (2 pour l'urée)}, E_{ff} = 9,8 \text{ MJ/kg P}_2\text{O}_5, E_{ff} = 7,3 \text{ MJ/kg K}_2\text{O}.$$

## ANNEXE H4

### Exemple de valeurs de coefficients énergétique pour différentes matières actives

Famille	Mode d'action	Matières actives	Coefficient
Dérivés aryloxy acétiques	Herbicide	2,4-D*	85
Diphényléthers	Herbicide	Aclonifen	267
Dérivés des amides	Herbicide	Alachlore	278
Triazines	Herbicide	Atrazine	190
Strobilurines	Fongicide	Azoxystrobine	214
Non classé	Herbicide	Bentazone	434
Diphényléthers	Herbicide	Bifenox*	268
Benzonitriles	Herbicide	Bromoxynil octanoate	268
Carbamates	Fongicide	Carbendazime*	400
Carbamates	Insecticide	Carbofuran*	454
Choline	Raccourcisseur	Chlormequat*	246
Non classé	Fongicide	Chlorothalonil	118
Acide propionique	Herbicide	Clodinafop-propargyl	518
Quinoline	Herbicide	Cloquintocet-mexyl	272
Pyréthrinoides de synthèse	Insecticide	Cyperméthrine	580
Pyrimidines (anilino-)	Fongicide	Cyprodinil*	190
Pyréthrinoides de synthèse	Insecticide	Deltaméthrine	580
Acide benzoïque	Herbicide	Dicamba*	295
Amides (thiophén-)	Herbicide	Dimethenamid	265
Organophosphorés systémiques	Insecticide	Diméthoate	184
Urées (substituées)	Herbicide	Diuron	270
Azoles (tri-)	Fongicide	Epoxiconazole	250
Acide propionique	Herbicide	Fénoxaprop-P-ethyl	518
Morpholines	Fongicide	Fenpropimorphe*	190
Acide pyridyloxyacétique	Herbicide	Fluroxypyr*	268
Phosphinates (méthyl-)	Herbicide	Glufosinate (sel d'ammonium)	272
Benzonitriles	Herbicide	Ioxynil*	268
Urées substituées	Herbicide	Isoproturon*	309
Organochlorés	Insecticide, nématicides	Lindane*	58
Aryloxy-propioniques	Herbicide	Mecoprop (ou MCPP)*	130
Non classé	Molluscicide	Métaldéhyde	241
Amides	Herbicide	Metazachlore*	284
Acétanilides	Herbicide	Métolachlore	276
Urées (sulfonyl-)	Herbicide	Metsulfuron méthyle*	309
Urées (sulfonyl-)	Herbicide	Nicosulfuron	315
Toluidines	Herbicide	Pendiméthaline*	154
Pyridazine (phényl-)	Herbicide	Pyridate	268
Carbamates	Insecticide	Pyrimicarbe*	306
Acides quinoléine carboxaliques	Herbicide	Quinmérac	272
Cétones (tri-)	Herbicide	Sulcotrione	272
Azoles (tri-)	Fongicide	Tébuconazole	250
Morpholines	Fongicide	Tridémorphe	190
Toluidines	Herbicide	Trifluraline*	150
Non classé	Raccourcisseur	Trinexapac-ethyl	248

(Moyennes insecticides = 310 MJ/kg, herbicides = 272 MJ/kg, fongicides = 214 MJ/kg)





## I. LISTE DES DONNEES A RECUEILLIR

Données	Indicateurs concernés	Remarques
<b>Générales</b>		
Liste des parcelles (nom ou n°, surface)	Tous	
<b>Données parcelles</b>		
Pente	I-Phy	Fort/faible
Eloignement à la rivière	I-Phy	> 10 m, 10-2m, < 2m
Distance/Exploitation	I <sub>En</sub>	
<b>Données sol (/parcelle)</b>		
Classe de sol	I <sub>N</sub> , I <sub>P</sub>	Pour calcul doses recommandées selon classification régionales
Type de sol (texture)	I <sub>N</sub>	5 classes : sableux ... argileux
Profondeur	I <sub>N</sub>	4 classes : très prof./ prof./ moy./superf. (et drainé)
Calcaire	I <sub>N</sub>	O/N
RU	I <sub>rrig</sub>	si absent, estimation par le logiciel
Hydromorphie	I <sub>P</sub>	O/N pour estimation du p. fixateur
%Cailloux	I <sub>MO</sub> , I <sub>N</sub>	
<b>Analyse de terre (indispensable pour I<sub>P</sub> et I<sub>MO</sub>)</b>		
Date analyse	I <sub>P</sub>	
% argile	I <sub>MO</sub> , I <sub>P</sub> , I <sub>N</sub>	(pour I <sub>N</sub> facultatif)
Suite granulométrie %		facultatif
% CaCO <sub>3</sub>	I <sub>MO</sub> , I <sub>P</sub> , I <sub>N</sub>	(pour I <sub>N</sub> facultatif)
% MO	I <sub>N</sub> , I-Phy	
pH eau	I <sub>P</sub>	
[P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ]	I <sub>P</sub>	pour le calcul de la dose P
Méthode analyse [P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ]	I <sub>P</sub>	
Mesure du pouvoir fixateur P	I <sub>P</sub>	si absent, estimation par le logiciel
<b>Données météo</b>		
Précipitations, ETP décadaires	I <sub>rrig</sub>	du 1/1 à la fin irrigation
Etat réserve hydrique au 1/1	I <sub>rrig</sub>	normalement pleine (ou déficit en mm)
<b>Historique de la parcelle</b>		
<i>Pour les années i-3, i-2, i-1 :</i>		
cultures principales et intermédiaires	I <sub>SC</sub> , I <sub>MO</sub>	
rendement	I <sub>MO</sub>	ou objectif de rendement
gestion des résidus (exportations, résidus)	I <sub>MO</sub>	
apports MO (nature, quantité)	I <sub>MO</sub>	

### Historique de la parcelle (suite)

Fréquence des apports MO, et des exportations de résidus	I <sub>MO</sub> , I <sub>N</sub>	(pour I <sub>N</sub> facultatif)
labour, non-labour, semis direct	I <sub>MO</sub> , I <sub>N</sub>	

### Données culturales année i

Objectif de rendement		moyen à discuter avec l'agriculteur à la décade
Date de semis	I <sub>N</sub> , I-Phy	nécessaire si sous-semis RGA
Date récolte	I <sub>N</sub>	Labour, non-labour, semis direct
Travail du sol	I <sub>MO</sub>	en cm de 5 en 5 entre 15 et 35 cm
Profondeur de labour	I <sub>MO</sub>	à défaut rendement moyen
Rendement	I <sub>MO</sub>	voir modalités par culture
Gestion des résidus	I <sub>N</sub> , I <sub>MO</sub>	si enfouissement pour culture autre que céréales, colza, maïs, tournesol
date (mois)		Pour les apports organiques donner valeur fertilisante N et P si elles sont connues
Apport d'engrais N et P (date, type d'engrais, quantité, enfouis/ localisé)	I <sub>N</sub> , I <sub>P</sub> , I <sub>En</sub>	si réduction dose /recommandation
Pilotage (reliquats, Jubil ...)	I <sub>N</sub>	
Traitements phyto. (date, produit, dose, Incorporation, traitement localiz, sur le rang)	I-Phy,	
Irrigation (date, dose, matériel)	I <sub>irrig</sub>	

### Données année i+1

Culture/culture intermédiaire, date de semis	I <sub>N</sub>	si semée avant l'hiver
Apports MO post-récolte avant hiver	I <sub>N</sub>	

### Données générales machinisme

Options d'aide à la conduite sur tracteur	I <sub>En</sub>	O/N
Entretien des outils	I <sub>En</sub>	O/N
Changement filtres à air toutes les 200h	I <sub>En</sub>	O/N
Réglage injecteur toutes les 2000h	I <sub>En</sub>	O/N
Adaptation des pneumatiques au travail	I <sub>En</sub>	O/N

### Données générales irrigation

Matériel	I <sub>En</sub>	enrouleur/pivot/couv. intégrale
Type moteur	I <sub>En</sub>	mot. tracteur/thermique/électrique
Origine de l'eau	I <sub>En</sub>	forage/retenue
Profondeur du forage (m)	I <sub>En</sub>	
Débit pompe	I <sub>En</sub>	
Longueur des tuyaux	I <sub>En</sub>	depuis la source jusqu'à la parcelle
Diamètre des tuyaux	I <sub>En</sub>	valeur moyenne sur le parcours

### Interventions machine

Outil	I <sub>En</sub>	
Nombre interventions	I <sub>En</sub>	
Largeur outil	I <sub>En</sub>	
Vitesse avancement	I <sub>En</sub>	
Puissance du tracteur (CV)	I <sub>En</sub>	

## J. LISTE DES PARAMETRES (en vue d'une adaptation régionale)

INDICATEUR	RECOMMANDATION
<b>Indicateur Assolement</b> Nombre de culture de référence (=4) Taille de parcelle de référence (entre < 5 ha 15 ha) Facteur de calibrage	<i>non conseillé</i> <i>non conseillé</i> <i>non conseillé</i>
<b>Indicateur Succession Culturelle</b> Valeur des précédents ravageur Temps de retour recommandé ravageur 4 cultures différentes pour $kd = 1,4$	si spécificité régionale (maladie, si spécificité régionale (maladie, <i>non conseillé</i>
<b>Indicateur Matière Organique</b> Température moyenne (=10,5°C) Densité apparente moyenne des sols (= 1,35) Apport des résidus de cultures	<i>non conseillé</i>
<b>Indicateur Phosphore</b> Méthode de calcul de la dose recommandée (Régifert) Typologie des sols et seuils de teneur du sol en P205 pour le calcul de la dose recommandée	<i>non conseillé</i>
<b>Indicateur Azote</b> <b>Données pédo-climatiques</b> Température moyenne (=10,5°C) Densité apparente moyenne des sols (= 1,35) Bilan hydrique hivernal (1/10-31/3) Bilan hydrique <u>mensuel</u> d'un printemps humide Fréquence d'un printemps humide (=0,2) % de minéralisation annuelle durant la phase de drainage (janvier-mars). En hiver froid = 0	
Valeurs de minéralisation par défaut (Nhh) Profondeur, Vm, RU pour les textures	si la formule Azobil n'est utilisée si valeurs régionales plus précises
<b>Données culturales</b> Date 50 % N Date de reprise de l'absorption (1/2) Date de début de la période d'épandage	si valeurs régionales plus précises si région à hiver doux si région à hiver doux
<b>Méthode de calcul de la dose recommandée</b> Paramètres de la méthode des bilans (Fournitures du sol CAU, effet précédent, etc. selon équation utilisée)	
<b>Terme du bilan interculture (surtout pour régions à hiver doux)</b> Reliquat récolte incompressible (Nrr) Minéralisation des résidus de récolte (Nmr) Facteur temps (Ic) Azote absorbé avant hiver par une culture (Nabs)	si valeurs régionales plus précises si valeurs régionales plus précises si valeurs régionales plus précises

## INDICATEUR

### **Indicateur phytosanitaire**

Estimation des potentiels de lessivage,  
de ruissellement, de dérive

Date de semis pour les groupes de précocités

Couvertures de sol par les cultures

*Nombres de matières actives pour un programme de  
traitements correspondant à un itinéraire*

*de Production Intégré d'une culture typique*

*d'un système de production (blé pour grandes cultures)*

### **Indicateur irrigation**

Coefficients culturaux

### **Indicateur énergie**

*Coefficients énergétiques des engrais et produits*

*Phytosanitaires*

## RECOMMANDATION

si données régionales plus précises

si données régionales plus précises

si données régionales plus précises

*si spécificité régionale forte*

si valeurs régionales plus précises

*déconseillé*

## K. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Agence Française Pour La Maîtrise De L'énergie, A. F. M. E. A. D. E. M. E., 1990. Réduire de 20% ses dépenses de fioul en machinisme agricole...c'est possible (to reduce the fuel consumption in agricultural machnism ... it is possible): Paris, Adème (ex AFME), 16 p.
- Azote, C. G., 2002. Lessivage des nitrates en système de cultures annuelles.
- Diagnostic du risque et proposition de gestion de l'interculture, 46 p.
- Baize, D., 1988. Guide des analyses courantes en pédologie: Paris, INRA, 172 p.
- Balesdent, J., Balabane, M., 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1261-1263.
- Balesdent, J., Mariotti, A., Boissongontier, D., 1990. Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from <sup>13</sup>C abundance in maize fields. *Journal of Soil Science*, 41, 587-596.
- Beauchamp, E. G., 1997. Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Canadian Journal of Plant Science*, 77, 113-123.
- Bobbink, R., Hornug, M., Roelofs, J. G. M., 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In B. Werner, and T. Sprenger, (Eds.), *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*, : Berlin, Umweltbundesamt (UBA), p. (Annex III 1-54).
- Bodet, J. M., Hacala, S., Aubert, C., Texier, C., 2001. Fertiliser avec les engrais de ferme, Institut de l'Elevage, ITAVI, ITCF, ITP, 104 p.
- Boiffin, J., Kéli Zagbahi, J., Sebillote, M., 1986. Système de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais : application du modèle de Hénin-Dupuis. *Agronomie*, 6, 437-446.
- Bolinder, M. A., Angers, D. A., Dubuc, J. P., 1997. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 63, 61-66.
- Bolinder, M. A., Angers, D. A., Giroux, M., Laverdiere, M. R., 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea Mays* L.). *Plant and Soil*, 215, 85-91.
- Boller, E. F., Malavolta, C., Jörg, E., 1997. Guidelines for integrated production of arable crops in Europe. Technical guidelines III. IOBC/WPRS Bulletin, 20, 5-19.
- Bonny, S., 1993. Is agriculture using more and more energy ? A French case study. *Agricultural Systems*, 43, 51-66.
- Bouthier, A., Bonnifer, J. P., Reau, R., 2000. Gestion de l'azote et fuites de nitrates en terres de groies de Poitou Charentes. Synthèse des travaux à la station du Magneraud. *Perspectives Agricoles*, n°262, 44-51.
- Bouwman, A. F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46, 53-70.
- Burns, I. G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 86, 305-313.
- Carlotti, B., 1992. Recueil des bases de la préconisations de la fertilisation azotée des cultures, Paris, Ministère de l'agriculture - Ministère de l'Environnement, Mission Eau - Nitrates, p. 246.
- Cemagref, 1991. *Lexique illustré du machinisme et des équipements agricoles*, v. 1: Paris, Lavoisier Tech et Doc.
- Chadwick, D., 1997. Nitrous oxide and ammonia emissions from grassland following applications of slurry: potential abatement practices. In S. C. Jarvis, and B. F. Pain, (Eds.), *Gaseous nitrogen emissions from grasslands: Wallingford, UK, CAB International*, p. 257-264.
- Chambers, B. J., Smith, K. A., Van Der Weerden, T. J., 1997. Ammonia emissions following the land spreading of solid manure. In S. C. Jarvis, and B. F. Pain, (Eds.), *Gazeous nitrogen emissions from grasslands: Wallingford, UK, CAB International*, p. 275-280.
- Chaney, K., 1990. Effect of nitrogen fertilizer rate on soil nitrate nitrogen content after haversting winter wheat. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 114, 171-176.

- Chapot, J.-Y., 1992. Nitrogen uptake kinetics of six nonleguminous cover crops after wheat to recover 100 kg/ha of residual nitrogen. In A. Scaife, (Ed.), Second Congress of the European Society for Agronomy. Warwick University, 23-28 August 1992, European Society of Agronomy, Colmar, p. 344-345.
- Clemens, J., Vandre, R., Kaupenjohann, M., Goldbach, H., 1997. Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. II. Short term nitrous oxide emissions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 160, 491-496.
- Colomb, B., Dubrulle, P., Marin-Laflèche, A., Vilette, C., 1999. Le diagnostic de la fertilité phosphatée du sol et les règles de la fertilisation des grandes cultures, Références régionales et fertilisation raisonnée : le logiciel REGIFERT. Le manuel de l'agronome, 1: Paris, INRA, p. 16-61.
- Conen, F., Dobbie, K. E., Smith, K. A., 2000. Predicting N<sub>2</sub>O emissions from agricultural land through related soil parameters. *Global Change Biology*, 6, 417-426.
- Darbin, T., 1988. Choix d'un engrais phosphaté : De la démarche expérimentale au champ. *Perspectives Agricoles*, n°127, 87-91.
- De Ravignan, F., Roux, P., 1990. L'Atlas de la France Verte, Jean Pierre de Monza, 220 p.
- Delphin, J. E., 1989. Etat organique du sol selon quelques systèmes de culture en Alsace. In M. Sebillote, (Ed.), *Fertilité et système de production*: Paris, INRA, p. 249-253.
- Donaldson, J. V. G., Hutcheon, J. A., Jordan, V. W. L., 1994. Evaluation of energy usage for machinery operations in the development of more environmentally benign farming systems. *Aspects of Applied Biology*, 40, 87-90.
- Dosch, P., Gutser, R., 1996. Reducing N losses (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Research*, 43, 165-171.
- Duke, H. R., 1989. Electric-powered irrigation: demand, use and control. In K. L. McFate, (Ed.), *Electrical energy in agriculture*, 3, Elsevier Publisher, p. 225-249.
- Eckert, H., Breitschuh, G., Sauerbeck, D., 2000. Criteria and Standards for Sustainable Agriculture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science (Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde)*, 163, 337-351.
- Eichner, M. J., 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. *Journal of Environmental Quality*, 19, 272-280.
- El Titi, A., Boller, E. F., Gendrier, J. P., 1993. Integrated production. Principles and technical guidelines. *IOBC/WPRS Bulletin*, 16, 13-38.
- Ernst, J. W., Massey, J. W., 1960. The effects of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. *Soil Science Society of America Proceedings*, 24, 87-90.
- Farruggia, A., Castillon, P., Le Gall, A., Cabaret, M., 2000. Proposition d'une méthode de calcul permettant de raisonner la fertilisation azotée des prairies. *Fourrages*, 164, 355-372.
- Freibauer, A., Kaltschmitt, M. E., 2000. Emissions rates and emissions factors of greenhouse gas fluxes in arable and animal agriculture, Stuttgart, University of Stuttgart, p. 192.
- Freyer, B., Reisner, Y., Zuberbuhler, D., 2000. Potential impact model to assess agricultural pressure to landscape ecological functions. *Ecological Modelling*, 130, 121-129.
- Gandon, C., 2001. Engrais azotés sur céréales. Mode d'emploi. *Perspectives Agricoles*, n°274, 66-69.
- Geoghegan, J., Wainger, L. A., Bockstael, N. E., 1997. Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS. *Ecological Economics*, 23, 251-264.
- Germon, J. C., Hénault, C., Garrido, F., Reau, R., 1999. Mécanisme de production, régulation et possibilités de limitation des émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelle agronomique. *Comptes Rendus de l'Académie de l'Agriculture de France*, 85, 148-162.
- Green, M. B., 1989. Energy in pesticide manufacture, distribution and use. In Z. R. Hessel (Ed.), *Energy in plant nutrition and pest control*, 2, Elsevier Publisher, p. 165-177.
- Harrison, R., Webb, J., 2001. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy*, 73, 65-108.
- Ifen, 1997. *Agriculture et environnement : les indicateurs*: Paris, Institut Français de l'Environnement, 72 p.
- Itcf, Agpm, 2000. *Colloques au champ : L'innovation au service de l'irrigation*. Recueil de posters. *Optim'eau 2000*, p. 153.

- Jacquart, C., Choisnel, E., 1995. Un modèle de bilan hydrique simplifié à deux réservoirs utilisable en agrométéorologie. *La Météorologie*, 8e série, 29-44.
- Jaster, K., Filler, G., 1995. Grosse Schläge sind nicht alles. *DLG-Mitteilungen*, 48-49.
- Lafleuriel, P., Bourgeois, A., . 1988. Information-azote destinée aux agriculteurs., Paris, Ministère de l'agriculture - Ministère de l'Environnement, Mission Eau - Nitrates, p. 108.
- Lambert, L., 1996. Application de l'analyse de cycle de vie en agriculture, cas des grandes cultures: Rapport de recherche pour le DEA "Sciences et Techniques de l'Environnement" thesis, Université de Paris XII, Val de Marne, Paris, France.
- Laurent, F., Bouthier, A., Aubrion, G., Carrouée, B., 1998. Le pois dans la rotation : comment maîtriser le risque nitrates ? *Perspectives Agricoles*, n°240, 50-56.
- Laurent, F., Castillon, P., 1987. Le reliquat azoté sortie hiver. *Perspectives Agricoles*, n°115, 47-57.
- Le Souder, C., Taureau, J. C., 1997. Formes d'engrais, quelle incidence sur le rendement et la teneur en protéines du blé tendre d'hiver ? *Perspectives Agricoles*, n°221, 67-74.
- Leclerc, B., 1995. Guide des matières organiques: Paris, ITAB, 245 p.
- Lockeyer, D. R., Pain, B. F., Klarenbeek, J. V., 1990. Ammonia emissions from cattle, pig, and poultry wastes applied to pasture. *Environmental Pollution*, 56, 19-30.
- Machet, J. M., Laurent, F., Chapot, J. Y., Dore, T., Dulout, A., 1997. Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In G. Lemaire, and B. Nicolardot, (Eds.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes: Les colloques de l'INRA: Versailles*, INRA, p. 271-288.
- Machet, J. M., Mary, B., 1989. Impact of agricultural practices on the residual nitrogen in soil and nitrate losses. In J. C. Germon, (Ed.), *Management systems to reduce impact of nitrates: Londres and Paris*, Elsevier Applied Science, p. 126-146.
- Mary, B., Guerif, J., 1994. Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote du sol. *Cahiers Agricoles*, 4, 247-257.
- Mengel, K., 1997. Agronomic measures for better utilization of soil and fertilizer phosphates. *European Journal of Agronomy*, 7, 221-233.
- Menzi, H., Katz, P., Frick, R., Fahrni, M., Keller, M., 1997. Ammonia emissions following the application of solid manure to grassland. In S. C. Jarvis, and B. F. Pain, (Eds.), *Gaseous nitrogen emissions from grasslands: Wallingford, UK*, CAB International, p. 265-274.
- Meyer, R. D., Olson, R. A., Rhoades, H. F., 1961. Ammonia losses from fertilized Nebraska soils. *Agronomy Journal*, 53, 241-244.
- Meynard, J. M., Justes, E., Machet, J. M., Recous, S., 1997. Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ. In G. Lemaire, and B. Nicolardot, (Eds.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes: Les colloques de l'INRA: Reims*, INRA, p. 183-199.
- Miserque, O., Tissot, S., Bruart, J., no date. Indicateur des performances et des coûts d'utilisation des machines agricoles: Gembloux, Belgique, Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux.
- Mudahar, M. S., Hignett, T. P., 1987. Energy requirements, technology, and resources in the fertilizer sector. In Z. R. Hinsel, (Ed.), *Energy in plant nutrition and pest control*, 2, Elsevier Publisher, p. 26-61.
- Muller, J. C., Danys, D., Thiebeau, P., 1993. Présence de légumineuses dans la succession de cultures : luzerne et pois cultivés purs ou en association, influence sur la dynamique de l'azote. In J. Decroux, and J. C. Ignazi, (Eds.), *Matières Organiques et Agricultures: Paris*, COMIFER-GEMAS, p. 83-92.
- Mummey, D. L., Smith, J. L., Bluhm, G., 1998. Assessment of alternative soil management practices on N<sub>2</sub>O emissions from US Agriculture. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 70, 79\_87.
- Neyroud, J. A., Supcik, P., Magnollay, F., 1997. La part du sol dans la production intégrée. *Revue suisse d'Agriculture*, 1.
- Olivier, J. G. J., Bouwman, A. F., Vanderhoek, K. W., Berdowski, J. J. M., 1998. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O in 1990. *Environmental Pollution*, 102, 135-148.
- Parton, W. J., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Valentine, D. W., Schimel, D. S., Weier, K., Kulmala, A. E., 1996. Generalized model for N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 10, 401-412.

- Party, J. P., Sauter, J., Burtin, M. L., Koller, R., 1999. Guide des sols d'Alsace, petite région naturelle Plaine Sud-Alsace : un guide pour l'identification des sols et leur valorisation agronomique: Strasbourg, Région Alsace, 183 p.
- Pellerin, F., Pellerin, S., Vilette, C., Boiffin, J., 2000. Evolution du raisonnement de la fertilisation phosphatée des grandes cultures. Etude par simulation de l'évolution des sols et des successions de culture du Nord du Bassin Parisien. *Etude et Gestion des Sols*, 7, 53-71.
- Pervanchon, F., Bockstaller, C., Girardin, P., 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems*, 72, 149-172.
- Polley, R. W., Thomas, M. R., 1991. Surveys of diseases of winter wheat in England and Wales 1976-1988. *Annals of Applied Biology*, 119, 1-20.
- Qian, J. H., Doran, J. W., Weier, K. L., Mosier, A. R., Peterson, T. A., Power, J. F., 1997. Soil denitrification and nitrous oxide losses under corn irrigated with high-nitrate groundwater. *Journal of Environmental Quality*, 26, 348-360.
- Recous, S., Loiseau, P., Mary, B., 1997. Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In INRA, (Ed.): Les colloques de l'INRA: Reims, Lemaire, G.
- Nicolardot, B., p. 105-120.
- Reeves, D. W., 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 43, 131-167.
- Richards, I. R., Wallace, P. A., Paulson, G. A., 1996. Effects of applied nitrogen on soil nitrate-nitrogen content after harvest of winter barley. *Fertilizer Research*, 45, 61-67.
- Risoud, B., 1999. Développement durable et analyse énergétique d'exploitations agricoles. *Economie Rurale*, 252, 16-27.
- Roussel, O., Cavelier, A., Van Der Werf, H. M. G., 2000. Adaptation and use of a fuzzy expert system to assess the environmental effect of pesticides applied to field crops. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 80, 143-158.
- Schilker-Gartley, K. L., Sims, J. T., 1993. Ammonia volatilization from poultry manure-amended soil. *Biology and Fertility of Soils*, 16, 5-10.
- Scotter, D. R., White, R. E., Dyson, J. S., 1993. The Burns leaching equation. *Journal of Soil Science*, 44, 25-33.
- Sharpley, A., Foy, B., Withers, P., 2000. Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water : an overview. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1-9.
- Simojoki, A., Jaakkola, A., 2000. Effect of nitrogen fertilization, cropping and irrigation on soil air composition and nitrous oxide emission in a loamy clay. *European Journal of Soil Science*, 51, 413-424.
- Sommer, S. G., Olesen, J. E., 1991. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle sludge. *Journal of Environmental Quality*, 20, 679-683.
- Sommer, S. G., Olesen, J. E., Christensen, B. T., 1991. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 117, 91-100.
- Stockfisch, N., Forstreuter, T., Ehlers, W., 1999. Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. *Soil and Tillage Research*, 52, 91-101.
- Taureau, J. C., Gitton, C., Laurent, F., Machet, J. M., Plas, D., 1996. Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles: Paris, COMIFER, 59 p.
- Ten Berge, H. F. M., Van Der Meer, H. G., Carlier, L., Baan Hofman, T., Neeteson, J. J., 2002. Limits to nitrogen use on grasslands. *Environmental Pollution*, 118, 225-238.
- Terman, G. L., 1979. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments and crop residues. *Advances in Agronomy*, 31, 189-223.
- Van Der Werf, H. M. G., Zimmer, C., 1999. Un indicateur d'impact environnemental de pesticides basé sur un système expert à logique floue. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°34, 47-66.
- Viaux, P., 1997. Les systèmes de production intégrés. *Oléagineux Corps gras Lipides*, 4, 430-441.
- Viaux, P., 1999. Une 3ème voie en grande culture. *Environnement, qualité et rentabilité: Paris, Agridécisions*, 211 p.

Vlek, P. L. G., Stumper, J. M., 1978. Effects of solution chemistry and environmental conditions on ammonia volatilization losses from aqueous systems. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 416-421.

Whitehead, D. C., Raistrick, N., 1990. Ammonia volatilisation from five nitrogen compounds used as fertilizers following surface application to soils. *Journal of Soil Science*, 41, 387-394.

Xu, C., Shaffer, M. J., Al-Kaisi, M., 1998. Simulating the impact of management practices on nitrous oxide emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 736-742.

Ziegler, D., Héduit, M., 1991. Engrais de ferme. Valeur fertilisante, gestion, environnement.: Paris, ITP, ITCF, ITEB, 35 p.

#### **POUR EN SAVOIR PLUS (références en français)**

Bockstaller C., Galan M. B., Capitaine M., Colomb B., Mousset J., Viaux P., 2008. Comment évaluer la durabilité des systèmes en production végétale ? In R. Reau, and T. Doré, (Eds.), *Systèmes de culture innovants et durables: quelles méthodes pour les mettre au point et les évaluer*: Dijon, Educagri, p. 29-51.

Bockstaller C., Wohlfahrt J., Huber A., Hennebert P., Zahm F., Vernier F., Keichinger O., Girardin P., 2008. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation: exemple de l'indicateur I-PHY. *Ingénieries*, n°86, 103-114.

Bockstaller C., Gaillard G., Baumgartner D., Freiermuth Knuchel R., Reinsch M., Brauner R., Unterseher E., 2006. Méthodes d'évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles : Comparaison des méthodes INDIGO, KUL/USL, REPRO et SALCA, Colmar, ITADA, p. 112.

Bockstaller C., Girardin P., 2006. Evaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode INDIGO®. *Oléoscope*, n°85, 4-6.

Bockstaller, C., 2004 Elaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-Phy, In: Barriuso, E., (Ed.), *Estimation des risques environnementaux des pesticides, un point sur*, INRA Editions, Paris, pp. 75-86.

Bockstaller, C., Girardin, P. 2002. Evaluer les systèmes de culture à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux : la méthode INDIGO®, *Les Rencontres Annuelles du CETIOM*, Paris, CETIOM, , pp. 54-58.

Girardin, P., Bockstaller, C., 1997. Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer les systèmes de culture. *Oléagineux Corps gras Lipides* 4, 418-426.

Van der Werf, H. M. G., Zimmer, C., 1999. Un indicateur d'impact environnemental de pesticides basé sur un système expert à logique floue. *Courrier de l'environnement de l'INRA* n°34, 47-66.