

La Matière Organique des Sols

Partie III





PLAN

I) Le bilan humique

I.1) Les mécanismes en jeu dans le bilan humique

I.1.1) Une minéralisation annuelle de l'humus stable lente mais portant sur des stocks élevés d'humus

I.1.2) Facteurs influençant le rendement en humus

I.1.2.1) Nature de la matière organique incorporée et importance de la lignine

I.1.2.2) Type de sol

I.1.2.3) Teneur en azote de la matière organique incorporée

I.2) Le calcul du bilan de l'humus dans la pratique et ses conséquences

I.2.1) Exemple de calcul à l'échelle d'une ferme

I.2.2) Conséquences d'un bilan humique positif ou négatif

II) Modélisation mathématiques de la dynamique des matières organiques : modèles globaux

II.1) Présentation générale : les processus modélisés

II.1.1) Modélisation des processus dans le sol

II.1.1.1) Biotransformations

II.1.1.2) Les transports

II.1.2) Processus modélisés concernant les végétaux



II.2) Principaux modèles mathématiques

II.2.1) Les domaines d'application

II.2.2) Les échelles de temps

II.2.3) Les facteurs liés aux milieux

II.2.4) Couplages entre les biotransformations et d'autres processus physiques ou biologiques

II.3) Mise en œuvre des modèles

II.3.1) Les outils nécessaires à l'utilisation des modèles mathématiques

II.3.1.1) Les formalismes mathématiques

II.3.1.2) Les dispositifs expérimentaux

II.3.1.3) Les outils statistiques

II.3.2) Les usages des modèles

II.3.2.1) Les bilans d'éléments chimiques et leurs variations

II.3.2.2) Calcul des émissions de gaz à effet de serre

II.4) Exemple de deux modèles

II.4.1) Modèle de Hénin et Dupuis

II.4.1.1) Les compartiments et leurs transformations

II.4.1.2) Les facteurs introduits dans la modélisation

II.4.1.3) Applications

II.4.2) Modèle RothC

II.4.2.1) Les compartiments et leurs transformations

II.4.2.2) Les facteurs introduits dans la modélisation



I) Le bilan humique (Soltner, 2017)

L'humus disparaît lentement : 1,5 à 2 % du stock d'humus sont minéralisés en moyenne chaque année (coefficient isohumique k_2).

Pour le remplacer, l'agriculteur incorpore au sol des matières organiques qui se décomposent laissant ainsi au bout d'un an plus ou moins d'humus stable.

Sur une ferme le maintien d'un bon état humique du sol peut donc se poser ainsi :

- quelle quantité d'humus est détruite par hectare et par an ?
- quelles quantités de matières organiques doivent être incorporées pour renouveler ce stock ?
- que se passe-t-il si les quantités apportées sont toujours supérieures ou toujours inférieures aux pertes annuelles ?



1.1) Les mécanismes en jeu dans le bilan humique

1.1.1) Une minéralisation annuelle de l'humus stable lente mais portant sur des stocks élevés d'humus

Le coefficient de minéralisation de l'humus stable (k_2) est en moyenne de 1,5 à 2 % par an avec des extrêmes de 0,5 à 3 % (figure 1).

Si un sol contient 2 % d'humus cela correspond à environ 60 tonnes/ha d'humus pour environ 3000 tonnes de terre que contient un hectare.

Avec un k_2 de 1,5 à 2 %, ce sol perd chaque année 900 à 1200 kg/ha d'humus (figure 2).

Dans la pratique, il sera possible de calculer le stock d'humus à l'hectare et la fraction détruite chaque année en connaissant le taux de matières organiques du sol et le poids de sol à l'hectare grâce à l'analyse de sol.

Dans les sols sableux, le taux de minéralisation k_2 peut atteindre 2 à 3 %, surtout si le sol est fréquemment aéré par le travail du sol, s'il est irrigué et s'il reçoit de fréquents apports organiques stimulant son activité biologique.

A l'inverse, des sols argileux ou riches en limons battants et surtout des sols calcaires sur craie peuvent n'avoir qu'un taux de minéralisation de 0,5 à 1,5 % surtout si des conditions défavorables ralentissent l'activité microbienne (excès de calcaire actif ou au contraire forte acidité).

Types de sols		Taux annuel de destruction
Non calcaire ou calcaire < 15 %	Sableux	2,5 %
	Sableux limoneux	2 %
	Sableux argileux	1,5 à 1,2 %
	Limoneux	1,5 à 1,2 %
	Argilo sableux	1,5 à 1,2 %
Calcaire (> 15 %)	Argileux	1 %
	15 % < CaCO ₃ < 50 %	0,8 à 0,6 %
	CaCO ₃ > 50 %	0,5 à 0,4 %

Figure 1 : les coefficients k_2 de minéralisation de l'humus (taux annuel de destruction) (Soltner, 2017).



CHATEAU
DURFORT
VIVENS



Chaque année, un hectare de terre connaît deux sortes de minéralisations :

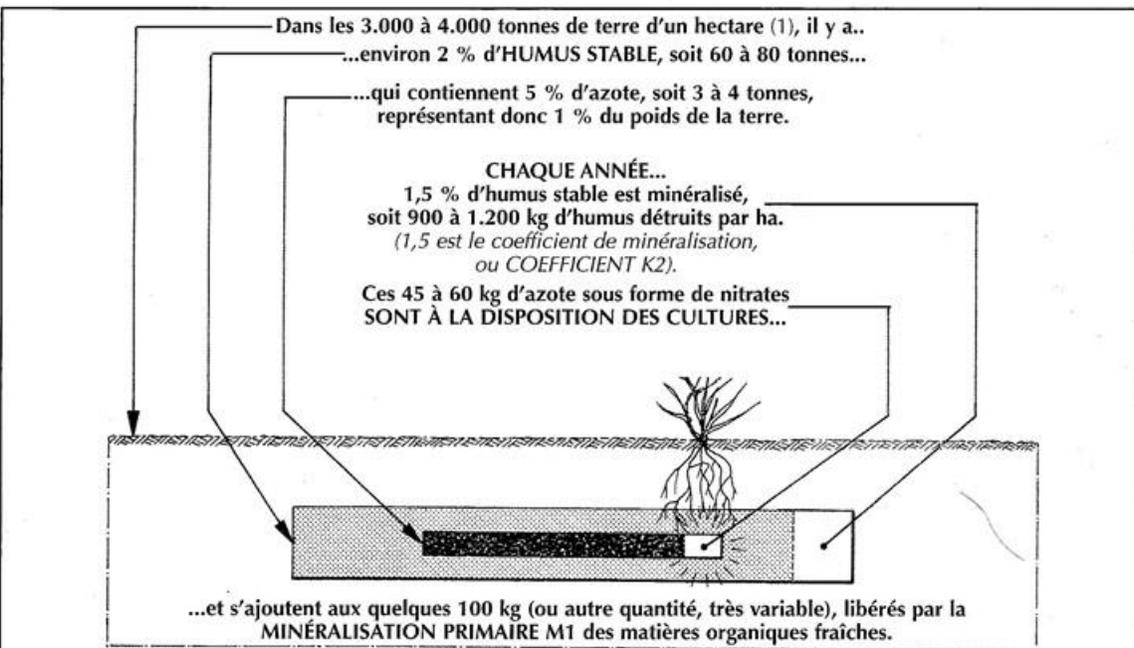
• La **MINÉRALISATION PRIMAIRE M1** des **MATIÈRES ORGANIQUES FRAÎCHES**, résidus de cultures, fumures organiques. Cette minéralisation fournit des quantités très variables d'azote (et autres éléments) selon la quantité de matières organiques apportées au sol. Disons de quelques dizaines de kilos à plus de 100 kg.

• La **MINÉRALISATION SECONDAIRE M2** d'une partie du **STOCK D'HUMUS STABLE**. Cette minéralisation fournit une quantité d'azote (et autres éléments) plus régulière, et indépendante des apports, qui ne dépend que de l'activité biologique du sol s'attaquant au stock d'humus stable. Pour que ce stock ne s'épuise pas, il faut chaque année le renouveler.

L'AGRICULTEUR SE POSE ALORS TROIS QUESTIONS :

- Quelle **QUANTITÉ D'HUMUS STABLE** est-elle minéralisée par hectare et par an ?
- Quelle **QUANTITÉ D'AZOTE** est-elle fournie par la minéralisation M2 de cet humus ?
- Quelle **QUANTITÉ DE MATIÈRE ORGANIQUE** apporter chaque année pour remplacer cet humus détruit ?

A ces 3 questions, le calcul suivant permet de répondre :



Pour renouveler l'humus détruit, on dispose d'AMENDEMENTS HUMIFÈRES, dont la matière sèche donne de 5 à 15 % d'humus (coefficient isohumique ou **COEFFICIENT K1**) :

Engrais verts : K1 = 5 % de la MS incorporée au sol, pailles, K1 = 15 %, Fumier, K1 = 50 % (ou 10 % du poids de fumier humide)

Pour remplacer les 900 à 1.200 kg d'humus détruits annuellement, il faudra donc chaque année :

- soit $900 \text{ à } 1.200 \times 100 / 5 = 18 \text{ à } 24$ tonnes de **MS d'engrais vert jeune** (quantité impossible à fournir)
- soit $900 \text{ à } 1.200 \times 100 / 15 = 6 \text{ à } 8$ tonnes de **MS de paille**
- soit $900 \text{ à } 1.200 \times 100 / 10 = 9 \text{ à } 12$ tonnes de **fumier** (poids humide).

(1) Le poids de terre d'un hectare dépend :

• de la **densité de cette terre** : 1.400 kg/m³ en terre non calcaire, 1.200 kg/m³ en terre très calcaire (type terre de craie).

• de la **profondeur de la terre** contenant de l'humus. Le taux d'humus, connu par analyse, décroît avec la profondeur. Tout se passe comme si, en approfondissant le labour, on diluait une même quantité d'humus, par exemple ici 84 tonnes/ha.

Profondeur du labour (cm)	Terre non calcaire D = 1.400 kg/m ³			Terre calcaire sur craie D = 1.200 kg/m ³		
	Poids de terre (tonnes/ha)	% de matières organiques	Tonnage d'humus/ha	Poids de terre (tonnes/ha)	% de matières organiques	Tonnage d'humus/ha
20 cm	2.800	3,00	84 t	2.400	3,50	84 t
25 cm	3.500	2,40	84 t	3.000	2,80	84 t
30 cm	4.200	2,00	84 t	3.600	2,33	84 t
35 cm	4.900	1,70	84 t	4.200	2,00	84 t

Figure 2 : calcul de la destruction annuelle de l'humus stable et son remplacement par l'humification de nouvelles matières organiques (Soltner, 2017).



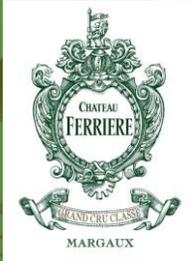
1.1.2) Facteurs influençant le rendement en humus

1.1.2.1) Nature de la matière organique incorporée et importance de la lignine

Le coefficient d'humification (ou coefficient isohumique k_1) exprime le pourcentage de matière sèche incorporée au sol qui se transforme en humus stable.

Les valeurs les plus souvent citées pour ce coefficient sont données par les figures 3 et 4. Il en ressort que les coefficients d'humification dépendent du type de matière organique incorporée :

- en l'absence de lignine **les matières organiques animales** ne forment pas d'humus mais leur azote peut très bien participer à la synthèse de l'humus
- les **matières organiques végétales à C/N faible** (par exemple les engrais verts) qui sont riches en sucres solubles et en azote (donc très fermentescibles) laissent en humus moins de 10 % de leur matière sèche (parties aériennes)
- les **matières organiques végétales à C/N élevé** renfermant beaucoup de cellulose et de lignine (par exemple les pailles et les sarments de vigne) laissent un humus plus abondant qui représente 10 à 20 % de leur poids de MS (Matière Sèche). Cette synthèse d'humus est cependant conditionnée par la présence d'azote contenue dans les débris végétaux ou prélevée dans le sol ou apportée
- le **fumier** ayant déjà subi en tas un compostage donne en humus 30 à 50 % de son poids de MS. Sa fermentation en tas lui ayant fait perdre 40 % de son poids initial (compost jeune), le rendement en humus des litières et déjections serait donc de $60 \% \times 30 \text{ à } 50 \% = 18 \text{ à } 30 \%$.



**CHATEAU
DURFORT
VIVENS**



CULTURES	RESTITUTIONS OBLIGATOIRES (RACINES)							RESTITUTIONS FACULTATIVES (PARTIES AÉRIENNES)						
	K _i	Rendement moyen		Rendement bon		Rendement très bon		K _i	Rendement moyen		Rendement bon		Rendement très bon	
		Tonne M.S. /ha	kg humus	Tonne M.S. /ha	kg humus	Tonne M.S. /ha	kg humus		Tonne M.S. /ha	kg humus	Tonne M.S. /ha	kg humus	Tonne M.S. /ha	kg humus
Betterave sucrière	0,15	0,8	120	1,0	150	1,2	180	0,08	4,0	320	5,0	400	6,0	480
Pomme de terre	0,15	0,8	120	1,0	150	1,2	180	-	-	-	-	-	-	-
Maïs grain	0,15	2,0	300	3,0	450	4,0	600	0,12	4,0	480	6,0	720	7,0	840
Colza grain	0,15	2,0	300	2,5	375	3,0	450	0,15	5,0	750	6,0	900	7,0	1 050
Luzerne (par an)	0,20	2,0	400	3,0	600	4,0	800	0,12	1,0	120	2,0	240	3,0	360
Pois conserve	0,15	1,5	225	2,0	300	2,5	375	0,08	2,5	200	3,5	280	4,0	320
Lin graine	0,15	1,2	180	1,6	240	2,0	300	0,20	1,5	300	2,0	400	2,5	500
Lin fibre	0,15	0,6	90	0,8	120	1,0	150	-	-	-	-	-	-	-
Blé	0,15	2,0	300	2,5	375	3,0	450	0,15	4,0	600	5,0	750	6,0	900
Orge	0,15	1,0	150	1,5	225	2,0	300	0,15	2,5	375	3,5	525	4,0	600
Escourgeon	0,15	2,0	300	2,5	375	3,0	450	0,15	3,0	450	4,0	600	4,5	675
Engrais vert jeune	0,15	0,8	120	1,0	150	1,2	180	0,05	3,0	150	4,0	200	5,0	250
Engrais vert "avancé"	0,15	1,0	150	1,5	225	1,8	270	0,08	4,0	320	5,0	400	6,0	480

Amendements	K _i	M.O.S. %*	Apport faible		Apport moyen		Apport élevé	
*Matière organique sèche			t/ha	kg/ha	t/ha	kg/ha	t/ha	kg/ha
Fumier bien décomposé	0,50	20	20	2 000	30	3 000	40	4 000
Fumier moyennement décomposé	0,40	22	20	1 760	30	2 640	40	3 520
Fumier pailleux	0,25	25	20	1 250	30	1 875	40	2 500
Paille sèche	0,15	85	2	255	4,5	575	6	765
Composts urbains	0,25	25	10	625	20	1 250	30	1 875
Boues de stations d'épuration	0,20	20	10	400	20	800	30	1 200
Humus industriel	0,50	55	1	385	1,5	580	2	770

Figure 3 : coefficient isohumique k_i pour différentes cultures et amendements organiques en sol non calcaire (Rémy et Marin-Lafliche, 1976).

Cultures	Humus % de MS (= K ₁)	Matière sèche t/ha	Rendement	Production humus kg/ha
Luzerne (3 ans)	15 %	2	2,0 t/ha	300
Prairie temporaire	15 %	5	5,0 t/ha	750
Céréales d'hiver				
paille	8 %	4,0	65 q/ha	320
racines + chaumes	8 %	3,5	-	280
Total		7,5	-	600
Céréales de printemps				
paille	8 %	3,0	45 q/ha	240
racines + chaumes	8 %	2,5	-	200
Total		5,5	-	440
Maïs				
tiges + rafles	6 %	5,0	80 q/ha	300
racines	6 %	3,5	-	210
Total		8,5	-	510
Colza	10 %	5,0	25 q/ha	500
Betteraves sucrières	4 %	5,0	50 t/ha	200
Engrais verts	1 %	3,0	3,0 t/ha	30

Amendements	Humus % de la M.S.
Fumier bien décomposé	30 à 50 %
Fumier pailleux	20 à 40 %
Débris végétaux ligneux riches en azote	15 à 30 %

Figure 4 : coefficient isohumique k_i pour différentes cultures et amendements organiques en sol calcaire sur craie (Rémy et Marin-Lafliche, 1976).



I.1.2.2) Type de sol

Il ressort aussi des figures 3 et 4 que les coefficients d'humification dépendent aussi du type de sol : les coefficients d'humification utilisés en sols non calcaires ne conviennent plus dès qu'il s'agit de sols contenant beaucoup de calcaire actif notamment les sols calcaires sur craie (figure 4).

Dans ces sols la minéralisation primaire M1 est intense à cause de l'aération et de l'effet stimulateur du calcium sur la microflore si bien que les coefficients d'humification sont abaissés : le rendement en humus est moins élevé (figure 4).

Mais comme dans ces sols le calcaire en excès freine la minéralisation secondaire M2 (gangue calcaire), les pertes d'humus sont également plus faibles qu'en sols non calcaires.





CHATEAU
DURFORT
VIVENS



I.1.2.3) Teneur en azote de la matière organique incorporée

Quelle que soit son origine (engrais vert, paille ou fumier) l'humus a une teneur en azote de 5 %.
Or les matières premières dont il provient ont une richesse azotée bien différentes qui s'exprime par leur rapport C/N.
Ce rapport est de 80 à 100 pour les pailles, de 20 à 25 pour le fumier brut ou peu décomposé et de 15 à 20 pour les engrais verts jeunes.

L'humus formé par ces trois sortes de matières organiques aura un C/N proche de 10 s'il s'agit de l'humus de type mull que l'on obtient en pH neutre ou peu acide et en milieu aéré.

- Le cas des engrais verts

Si on incorpore 28 tonnes/ha d'engrais vert contenant 18 % de MS, on apporte 5 tonnes/ha de MS.

Cet engrais vert contient alors 100 kg/ha d'azote car il a une teneur d'environ 2 % d'azote.

Son coefficient d'humification k_1 étant de 5 % (en sol non calcaire ; figure 3), il permet la synthèse de **250 kg/ha d'humus** contenant seulement 12,5 kg/ha d'azote.

La décomposition de cet engrais vert libère donc 87,5 kg d'azote qui seront disponibles pour la culture.

Cet engrais vert assure donc :

- une fourniture d'azote rapidement disponible à laquelle s'ajoute la libération d'autres éléments (P, K, Ca, Mg, S, etc...)
- une prolifération intense de l'activité biologique favorable à l'amélioration de la structure et à la nutrition des plantes
- une **fourniture peu élevée d'humus stable.**



- Le cas de la paille

Si on incorpore 9,5 tonnes/ha de paille contenant 85 % de MS, on apporte 8 tonnes/ha de MS.

Cette paille contient alors 40 kg/ha d'azote car elle a une teneur d'environ 0,5 % d'azote.

Son coefficient d'humification k_1 étant de 15 % (en sol non calcaire ; figure 3), il permet la synthèse de 1200 kg/ha d'humus contenant 60 kg/ha d'azote.

Comment les microorganismes se sont-ils procurés les 20 kg/ha d'azote qui leur manquaient ?

Ils ont été obligés de les prendre au sol :

- soit ce prélèvement a été bénéfique en bloquant en fin d'été/automne un reliquat d'azote qui aurait pu être lessivé.

Il y a eu « piégeage d'azote » que l'on dit « réorganisé » c'est-à-dire repassant de la forme minérales (nitrates) à la forme organique (humus)

- soit ce prélèvement a pu concurrencer la culture suivante.

Il y a alors une « faim d'azote » momentanée se traduisant par une couleur jaune et un certain retard de croissance.

Cet effet dépressif peut être évité si l'incorporation des pailles s'accompagne d'un apport modéré d'azote (minéral ou organique) si possible en localisation dans les lignes de semis.

Il peut aussi être évité si dès la moisson un engrais vert est semé qui accélérera l'humidification et la décomposition des pailles.



- L'effet dépressif (faim d'azote) ne s'explique pas seulement par la confiscation momentanée de l'azote du sol

Lorsqu'un semis ou une plantation suit immédiatement l'incorporation d'une matière organique non décomposée (paille, engrais verts, fumier frais, compost jeune, etc...) il est fréquent d'assister :

- à une levée irrégulière
- au mauvais départ de la végétation
- à une plus grande sensibilité du semis ou de la plantation aux parasites végétaux et animaux.

Ces désordres ne s'expliquent pas toujours par le manque d'azote de la matière organique incorporée surtout s'il s'agit d'engrais verts ou de fumier frais qui en général n'en manquent pas.

Ils s'expliquent par l'intense activité de décomposition de ces matières organiques par une microflore qui exerce une action antagoniste et inhibitrice vis-à-vis de la germination et de la croissance des racines ou plus exactement vis-à-vis de la microflore associée qui entoure ces racines (rhizosphère).

La décomposition nécessite en outre de grandes quantités d'oxygènes et pas seulement de l'azote.

Si les matières organiques sont « enfouies » et si la terre est trop humide avec une texture battante, les racines manquent d'oxygène car elles sont concurrencées par la microflore de décomposition : il en résulte une faible croissance et une sensibilité au parasitisme.

Cette asphyxie peut d'ailleurs se repérer à la coupe du sol : il apparaît des taches bleutées de fer ferreux, les « taches de gley ».



Pour éviter tout effet dépressif consécutif à l'apport de matière organique au sol, on respectera donc ces grands principes :

- apporter les matières organiques longtemps avant un semis ou une plantation surtout si ces matières organiques sont de décomposition moins avancée et moins rapide (C/N élevé)
- favoriser leur décomposition rapide grâce à une bonne aération (incorporation superficielle), une richesse suffisante en azote (si nécessaire apporter des matières azotées organiques ou minérales) et par la présence d'activateurs de décomposition (phosphates, carbonates de calcium et de magnésium, oligo éléments, etc...).



**CHÂTEAU
DURFORT
VIVENS**



- Le BILAN DE L'HUMUS consiste :
- à calculer les quantités d'humus produites annuellement sur l'ensemble de la surface de la ferme, par la restitution de matières organiques diverses.
 - À calculer les quantités d'humus minéralisées, dans l'année, pour l'ensemble de cette même surface.
 - À faire le BILAN de ces deux chiffres, autrement dit à vérifier que les restitutions sont égales ou supérieures aux pertes
 - En cas de bilan NÉGATIF (pertes supérieures aux apports), à trouver des sources supplémentaires de matières organiques, éventuellement en modifiant l'assolement, par exemple en y introduisant des prairies ou des engrais verts en interculture.

EXEMPLE : Une ferme de polyculture et élevage de 52 hectares pratique l'assolement suivant :

- Blé..... 8 hectares (pailles ramassées)
- Orge..... 8 hectares (pailles ramassées)
- Maïs..... 12 hectares (6 hectares sont ensilés plante entière et 6 hectares sont récoltés en grains)
- Betteraves..... 4 hectares (feuilles et collets incorporés)
- Prairies temporaires..... 20 hectares (durée 4 ans, donc chaque année 5 hectares sont remis en culture).

La ferme nourrit 45 UGB (Unité de Gros Bétail). Les pailles sont transformées en fumier, par stabulation libre fortement paillée.

- Le taux d'humus moyen des sols de la ferme est de 2,1 %
- La profondeur moyenne de la terre arable est de 23 cm
- La densité apparente du sol est de 1.400 kg/m³ = 1,4
- Le taux de minéralisation annuel de l'humus est de 1,5 %

Le stock d'humus par hectare est donc : 10.000 m³ x 0,23 x 1,4 x 2,1 = 67,62 tonnes d'humus/hectare.

Chaque année, la quantité minéralisée à l'hectare est de 67,62 x 1,5 % = 1,014 tonne, soit pour les 52 hectares 52,74 tonnes.

La fiche ci-dessous présente le calcul du bilan de l'humus de cette ferme :

FICHE DE CALCUL DU BILAN DE L'HUMUS				
1 - Calcul des GAINS D'HUMUS				
Cultures et cheptel	1 - Nombre d'hectares ou d'UGB	Matières organiques apportées	2 - Humus produit par hectare ou par UGB	HUMUS PRODUIT 1 X 2
Blé.....	8 ha	racines et chaumes....	375 kg	3,0 T.
Orge.....	8 ha	racines et chaumes....	225 kg	1,8 T.
Maïs grain.....	6 ha	racines+chaumes+tiges.....	1.170 kg	7,0 T.
Maïs ensilé.....	6 ha	racines + chaumes.....	450 kg	2,7 T.
Betteraves four.....	4 ha	feuilles et collets.....	550 kg	2,2 T.
Prairies (surface remise en culture/an)	5 ha	racines et feuilles.....	1.200 kg	6,0 T.
Bovins	45 UGB	Fumier (stab. lib. paillée) 8 t produites par UGB = 800 kg.	800	36,0 T.
Quantité totale d'humus produit sur la ferme en 1 an				58,7 T.
2 - Calcul des PERTES D'HUMUS				
3 - Surface de la ferme	52 ha	4 - Humus minéralisé/ha/an	1,014 kg	
Quantité totale d'humus minéralisé sur la ferme en 1 an (3 X 4)				52,7 T.
3 - BILAN : Différence entre les gains et les pertes				+6,0 T.

OBSERVATIONS : Le bilan est positif: l'excédent d'humus s'ajoutera au stock existant ou sera minéralisé

I.2) Le calcul du bilan de l'humus dans la pratique et ses conséquences

I.2.1) Exemple de calcul à l'échelle d'une ferme

Puisque l'on ne dispose pas de données très précises pour mener à bien ce calcul, il faut le considérer plutôt comme un contrôle du bon ou mauvais entretien humique des sols d'une ferme.

Ce calcul peut porter :

- sur une seule parcelle pour toute la durée d'une rotation
- sur toute la ferme pour une année c'est-à-dire pour un assolement.

C'est ce dernier calcul qui paraît le plus simple (figure 5).

Si le bilan est positif pour un assolement, il le sera pour toutes les parcelles à condition qu'elles entrent toutes dans la même rotation.

Figure 5 : le calcul du bilan humique d'une ferme (Soltner, 2017).



1.2.2) Conséquences d'un bilan humique positif ou négatif

Des expériences de longue durée dans lesquelles les parcelles sont cultivées depuis de longues années sans apport organique et d'autres avec d'importantes restitutions montrent que dans les deux cas les variations du taux d'humus et de fertilité sont lentes (figure 6).

Cette lenteur a deux raisons :

- le coefficient de minéralisation de l'humus stable ($k_2 = 1,5$ à 2 % par an en moyenne) est d'autant plus élevé que l'humus produit chaque année est abondant.

Au contraire, plus l'humus vieillit et plus il devient difficile à dégrader et par conséquent ce coefficient diminue.

- pour un même coefficient de minéralisation, la quantité d'humus détruite par an est d'autant plus grande que le stock est élevé et d'autant plus faible qu'il est réduit.

Parcelles	Rendement en blé (moyenne 1938-1952) qx/ha	Résidus de récoltes (kg/are) entre 1938 et 1952	Taux d'azote pour 1.000 de sol		Diminution du taux d'azote pour 100 d'azote en 1938
			1938	1952	
Sans engrais depuis 1875	8,2	65	1,30	1,18	9,2
Sans engrais depuis 1902	10,1	81	1,40	1,29	8,1
Fertilisées avec N-P-K seuls depuis 1902	26,9	195	1,50	1,42	5,0

Figure 6 : résultats d'une expérience de Pierre Paul Dehéraïn à Grignon sans apports organiques depuis 1875 (Soltner, 2017).

Le champ, cultivé depuis 1875 en assolement biennal blé-betteraves, ne reçoit comme matière organique que les racines et les chaumes.

Il ressort de ces chiffres :

- que dans les trois parcelles le taux d'azote organique baisse lentement mais de façon certaine
- que les engrais n'ont pu maintenir élevés les rendements à eux seuls. Tout au plus ils ont pu ralentir la baisse du taux d'azote organique en augmentant la quantité de résidus organiques dans le sol (racines et chaumes).



**CHATEAU
 DURFORT
 VIVENS**

Château
 Haut-Bages
 LIBÉRAL
 GRAND CRU CLASSÉ
 PAUILLAC



En outre, le taux d'humus d'un sol tend vers un équilibre (figure 7).

Si on prend par exemple une terre dosant 2 % d'humus, un agriculteur qui réduit la quantité annuelle des restitutions aura un taux d'humus qui baissera mais lentement jusqu'à un nouvel équilibre entre les quantités apportées et les quantités détruites (figure 7).

Si au contraire l'agriculteur cherche à élever le taux d'humus de 2 à 2,5 %, il devra accroître les apports organiques pendant de longues années et ce temps sera d'autant plus long que les techniques culturales seront plus intensives (labour) et donc la minéralisation plus intense (figure 7).

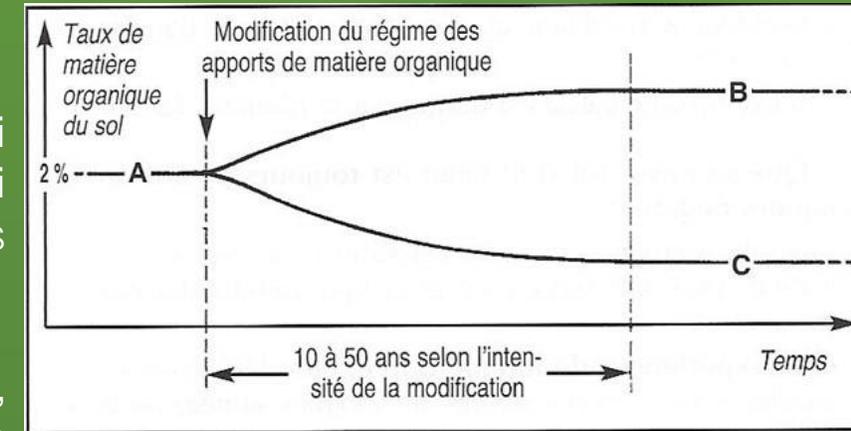


Figure 7 : variation du taux de matières organiques d'un sol à la suite d'une modification du régime des apports (Soltner, 2017).

Un sol avec un taux de matière organique de 2 % est régulièrement entretenu par un régime de restitutions donné (A).

Si on adopte un régime de restitutions différent, soit plus élevé (B) ou soit plus faible (C), la modification du taux de matières organiques est lente à se manifester et l'obtention d'un nouvel équilibre peut demander plusieurs dizaines d'années.

On en déduit qu'un sol tend à s'opposer aux variations de son stock d'humus :

- soit en augmentant son coefficient de minéralisation (k_2) si les restitutions sont plus abondantes ce qui profite aux cultures
- soit en diminuant son coefficient de minéralisation ce qui conserve son stock d'humus mais limite la nutrition des cultures.



Quatre conclusions sont à tirer de cette lenteur d'évolution du taux de matières organiques du sol :

- la baisse de fertilité d'un sol privé de restitutions organiques sera peut-être lente mais elle est certaine.

Les fumures minérales (mêmes optimales) ne parviendront pas à élever cette chute de fertilité. Tout au plus elles permettront de ralentir la baisse du taux d'humus et celle de la fertilité en augmentant la quantité de racines restant dans le sol (figure 6).

Il est possible d'ailleurs que les rendements soient très vite réduits avant même que le taux d'humus n'ait beaucoup diminué par suite d'une dégradation de structure surtout si l'on continue à pratiquer le labour.

- l'élévation du taux d'humus d'un sol est lente mais n'est pas un but en soi. En effet, lorsque l'analyse révèle un taux élevé de matières organiques cet indice n'est pas forcément favorable : il peut révéler au contraire une insuffisance de l'activité biologique due à un milieu trop acide, trop calcaire ou trop humide. Inversement un sol cultivé et irrigué peut très bien avoir un taux de matières organiques limité si son activité biologique y est intense malgré d'importantes restitutions.

- les techniques culturales simplifiées (TCS) avec suppression du labour sont l'un des principaux moyens d'augmenter le taux d'humus d'un sol et ceci assez rapidement par deux mécanismes :

- ✓ en évitant de remuer constamment le sol on limite la minéralisation estivale de l'humus limitant du même coup la libération de nitrates lessivables en hiver
- ✓ en concentrant les matières organiques en surface, on les met dans les conditions optimales de l'humification celle-ci étant bien moins bonne lorsque les matières organiques sont « enfouies » par un labour profond.

- le taux de matières organiques souhaitable dépend aussi de la texture du sol (figure 8).

Taux d'argile en %	Taux souhaitable de MO en %
Moins de 10 %	3,0 à 3,5 %
de 10 à 15 %	2,5 à 3,0 %
de 15 à 20 %	2,0 à 2,5 %
de 20 à 25 %	2,5 %
de 25 à 30 %	2,5 à 3,0 %
plus de 30 %	3,0 à 3,5 %

Figure 8 : taux souhaitable de matières organiques (Soltner, 2017).



Le taux d'humus de nombreuses régions de grande culture est en baisse.

Parmi les causes de cette baisse :

- la dissociation de plus en plus accentuée entre fermes d'élevage au bilan humique positif et fermes de culture à l'équilibre humique délicat surtout lorsque l'on exporte les pailles
 - le développement des cultures restituant peu d'humus (betteraves sucrières, pommes de terre, lin, etc...)
 - un approfondissement des labours dû à la puissance des tracteurs d'où une plus grande dilution de l'humus.
- Le développement des techniques culturales sans labour devrait améliorer la situation.



II) Modélisation mathématiques de la dynamique des matières organiques : modèles globaux (Calvet et al., 2015)

II.1) Présentation générale : les processus modélisés

La modélisation de la dynamique des matières organiques ne doit pas se limiter aux phénomènes dans le sol : elle doit également être reliée aux échanges de matière et d'énergie avec l'atmosphère, la végétation et les eaux. C'est pourquoi des modèles globaux relatifs à des écosystèmes ont été développés.

Les processus peuvent être groupés en cinq sous modèles en interaction mutuelle : ceux qui se déroulent dans le sol, ceux qui concernent les interactions et les flux entre les végétaux et l'atmosphère, les végétaux et le sol et entre le sol et les eaux (figure 9).

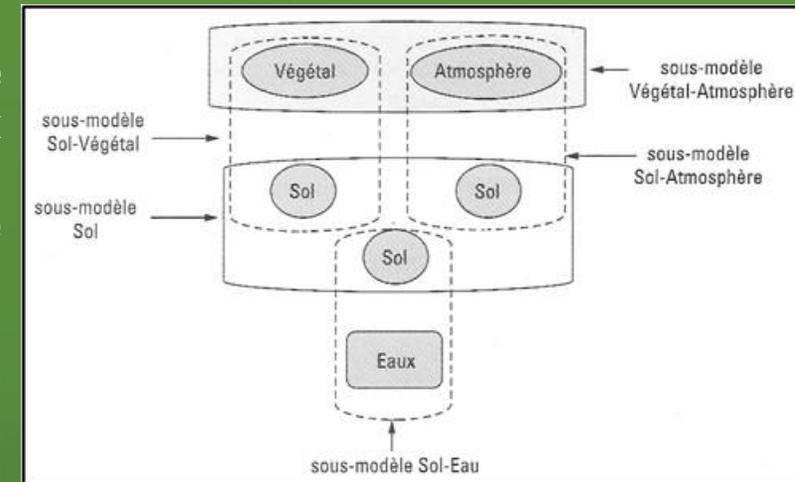


Figure 9 : représentation schématique d'un modèle global constitué de cinq sous modèles (Calvet et al., 2015).

Les sous modèles sont interdépendants. Par exemple, le sous modèle Sol-Végétal dépend des sous modèles Végétal-Atmosphère et Sol-Atmosphère.



II.1.1) Modélisation des processus dans le sol

Les premiers travaux sur la modélisation de la dynamique des matières organiques dans le sol ont été publiés par Jenny (1941) et Henin et Dupuis (1945), puis beaucoup de publication ont suivi, présentant de nombreux modèles : Plentinger et Penning de Vries (1996) (registre CAMASE), Molina et Smith (1997) (réseau SOMMET), Shibu et *al.*, (2006), Blagodatsky et Smith (2012).

Les modèles diffèrent par la nature des processus qu'ils décrivent, leurs domaines d'application, les échelles de temps et d'espace envisagées et les facteurs du milieu.

En ce qui concerne le sol dans son ensemble, la modélisation décrit les biotransformations et les transports de matière en tenant compte de leurs interactions avec la phase solide organominérale.

Elle donne les expressions des vitesses des phénomènes impliqués permettant d'effectuer des simulations pour un ensemble de caractéristiques relatives aux facteurs biologiques, climatiques, pédologiques et technologiques (entrées du modèle) qui agissent sur les processus d'évolution des matières organiques dans les sols.

Les résultats des simulations sont donnés par les valeurs (sorties du modèle) des flux et des quantités de produits gazeux (CO_2 , CH_4 , N_2O , NH_3) ainsi que des concentrations en éléments chimiques ou en composés chimiques dans le sol (figure 10).

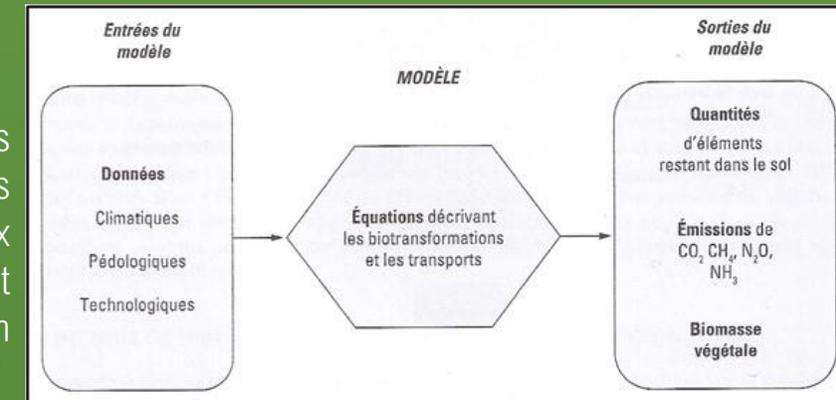


Figure 10 : le modèle, ses données d'entrée et ses résultats de sortie (Calvet et *al.*, 2015).

Exemple de données :

- climat : température, pluviométrie, évaporation potentielle
- végétal : stades de développement, indice foliaire
- sol : porosité, capacité de rétention en eau, conductivité hydraulique, teneurs en éléments chimiques, etc...
- technologie : absence ou existence de travail du sol, devenir des résidus de récoltes, fertilisations, etc...

Les quantités restantes dans le sol concernent tous les composés organiques et inorganiques.



Toutes ces grandeurs dépendent du temps, de la température, de la teneur en eau du sol, de la composition et des propriétés des matières organiques du sol ou de celles qui sont apportées.

Cela conduit souvent à des équations compliquées dont la résolution demande quelques simplifications.

En particulier, il est souvent commode de choisir une seule grandeur comme variable, les autres étant maintenues à des valeurs constantes.

Le temps est la variable la plus fréquemment choisie. La résolution des équations permet alors de calculer les variations des grandeurs de sortie en fonction du temps pour un ensemble de valeurs données aux grandeurs d'entrée.

On obtient ainsi les cinétiques calculées des phénomènes impliqués.

II.1.1.1) Biotransformations

Tous les modèles concernent les biotransformations du carbone, beaucoup celles du carbone et de l'azote et peu celles des trois éléments, carbone, azote et phosphore.

Rares sont ceux qui décrivent la dynamique des quatre éléments, carbone, azote, phosphore et soufre (ex. : CENTURY).

Quant à la nature des biotransformations, les modèles s'appuient sur deux types de processus :

- *des processus biochimiques* : les transformations sont supposées être dues à des réactions biochimiques et les microorganismes sont uniquement considérés comme un compartiment de carbone organique.

Beaucoup de modèles sont construits sur cette base. C'est le cas par exemple des modèles RothC, NCSOIL et AMG.

Ces modèles sont construits sur la base de plusieurs compartiments de matières organiques du sol, souvent au nombre de trois : la biomasse microbienne, des composés organiques à dégradation lente et des composés organiques inertes ou à dégradation très lente. Il est généralement admis de les caractériser respectivement par des proportions de 2, 48, et 50 % du carbone organiques total et des temps de séjour de l'ordre de quelques mois, quelques dizaines d'années et des milliers d'années (Stockmann et al., 2013).

- *des processus biologiques* : on considère que les transformations sont déterminées par la dynamique de la biomasse microbienne comme par exemple le modèle de Fontaine et Barot (2005) et de Feng (2009).

D'autres modèles font intervenir les deux types de processus (ex. : modèle de van Veen et Frissel, modèle CANTIS).



CHÂTEAU
DURFORT
VIVENS





II.1.1.2) Les transports

Les constituants minéraux, les composés organiques et les organismes vivants et morts ne sont pas immobiles dans le sol. Ils sont soumis à des déplacements dans l'espace poral au sein du sol et vers l'extérieur du sol, sa surface, les eaux superficielles et les eaux souterraines.

Il existe aussi un transport possible par érosion hydrique et éolienne à la surface du sol dépendant des conditions climatiques, de la topographie et de la nature des couverts végétaux.

La figure 11 résume schématiquement les différents types de transport des matières organiques. Il faut remarquer que le transport biologique a lieu verticalement dans les deux sens par les déplacements de la macrofaune, vers la profondeur (A) et vers la surface (B).

- Transports particuliers biologiques

Les fragments de végétaux morts situés sur la surface du sol (litières forestières et résidus de cultures) sont découpés et broyés par des animaux, des arthropodes en particulier. Les vers de terre contribuent de cette façon à un important brassage du sol.

Les particules végétales, dont la taille est progressivement réduite, sont enfouies dans la couche de surface du sol où la macrofaune et la mésofaune les déplacent en profondeur.

Il ne semble pas que ces processus aient fait l'objet de modélisation numériques.

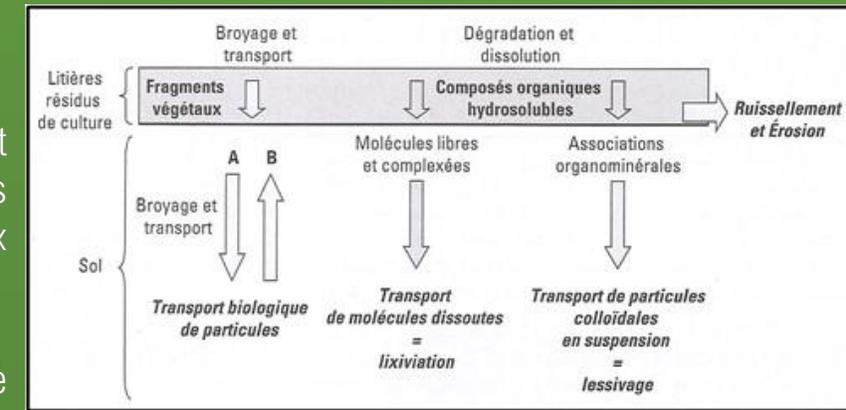


Figure 11 : modalités de transports des matières organiques dans le sol (Calvet et al., 2015).

- Transports particuliers non biologiques

Le transport particulier non biologique de composés organiques concerne des matériaux à l'état colloïdal, donc sous forme de très petites particules et des matériaux sous forme de plus grosses particules qui ne forment pas de suspensions colloïdales.

Les premiers sont des particules de minéraux argileux, d'oxydes et d'hydroxydes métalliques ayant adsorbé des composés organiques et des agrégats moléculaires de substances humiques.

Ces matériaux sont transportés dans le sol correspondant à l'illuviation ou encore au transport par lessivage. Il donne naissance à la formation d'un horizon d'accumulation d'argiles observé par exemple dans les luvisols.

Les plus grosses particules ne sont pas transportées dans le sol, mais le sont en surface par érosion pour s'accumuler dans des dépressions ou sédimenter dans les eaux superficielles.

Hormis le ruissellement et l'érosion, ce type de transport des matières organiques ne semble pas avoir été modélisé.



- Transports de l'eau et des substances hydrosolubles

Les modèles qui incorporent ces phénomènes sont assez nombreux : ils sont basés sur les équations de la diffusion moléculaire, de la convection et de la dispersion hydrodynamique (Calvet, 2013).

Les molécules non retenues restent en solution à l'état de molécules libres ou complexées par des métaux, le fer en particulier.

Les phénomènes de transport sont le plus souvent modélisés seuls, plus rarement en les couplant à la rétention des molécules organiques hydrosolubles sur la phase solide. Un exemple est donné par la modélisation de l'évolution de composés organiques dans les composts (Lasherme et *al.*, 2013).

Elles peuvent aussi migrer dans le sol et être lixiviées. Le transport des composés organiques dissous participe aux cycles et à la redistribution du carbone et des nutriments dans les écosystèmes (Kaiser et Kalbitz, 2012).

Ce type de transport existe par exemple dans les podzols, où l'on observe en profondeur un horizon d'accumulation de substances humiques consécutive à la lixiviation de complexes organométalliques provenant des horizons de surface. Il est également à l'origine de la pollution des eaux souterraines.



- Transports des gaz

La modélisation du transport des gaz repose sur la convection due aux gradients de pression et sur la diffusion moléculaire découlant des gradients de concentration : elle permet de décrire les échanges de matière entre le sol et l'atmosphère.

Les modèles de transport du dioxyde de carbone sont nombreux, mais peu incluent le couplage avec les transformations microbiennes du carbone et de l'azote.

Un inventaire des modèles intégrant des couplages plus ou moins détaillés des processus physiques et biologiques a été publié par Blagodatsky et Smith (2012).

La modélisation du transport des gaz est utile pour la description de deux ensembles de processus :

- la circulation de l'oxygène qui détermine les respirations autotrophe et hétérotrophe des organismes vivants du sol
- les émissions par le sol des gaz à effet de serre. Ce sont des sorties de plusieurs modèles (par exemple DNDC, DAYCENT).



II.1.2) Processus modélisés concernant les végétaux

La production de biomasse végétale est un terme de la dynamique des matières organiques, d'autant qu'elle représente l'essentiel de la consommation par les microorganismes et les animaux (Potter et *al.*, 2012).

Sa modélisation repose sur deux groupes de sous modèles (par exemple SPA, CERES-EGC) :

- des sous modèles qui décrivent la fixation photosynthétique, la production de biomasse et l'allocation du carbone fixé dans les différentes parties de la plante comme les feuilles, les tiges, les racines et les organes de stockage.

Ils conduisent aux calculs des quantités d'éléments (le carbone pour la plupart) qui sont apportées au sol.

Certains modèles relient explicitement la photosynthèse et la respiration des plantes et des microorganismes à la taille de leurs biomasses et aux processus cellulaires (Allen et *al.*, 2005)

- des sous modèles qui décrivent les transferts d'eau dans le système sol-plante-atmosphère et parfois le prélèvement d'azote par les plantes.



CHÂTEAU
DURFORT
VIVENS

Château
Haut-Bages
LIBÉRAL
GRAND CRU CLASSÉ
PAUILLAC



II.2) Principaux modèles mathématiques

II.2.1) Les domaines d'application

Les modèles ont été conçus pour s'appliquer à divers domaines :

- les cultures, les prairies, les forêts, les végétations naturelles et les terres inondées (par exemple RothC, CENTURY, DAYCENT)
- les cultures, les forêts et les végétations naturelles (par exemple NCSOIL, DNDC)
- les cultures et les prairies (par exemple PAPRAN)
- les cultures seules (par exemple CANDY, CANTIS, AMG, ORCHYDEE-STICS).

II.2.2) Les échelles de temps

Certains sont plus adaptés à de courtes durée (de plusieurs jours à quelques mois comme NCSOIL).

D'autres conviennent plus à des durées plus grandes, de quelques années à quelques dizaines d'années comme CENTURY et AMG. Des modèles peuvent être indifféremment appliqués à des durées variées petites ou grandes (par exemple RothC).

En fait, il faut souligner que le plus souvent le choix des pas de temps et des durées de simulation dépend plus de la fréquence et de la durée des observations nécessaires à la validation des modèles que de leur nature, du moins tant que les phénomènes de transport ne sont pas décrits.



II.2.3) Les facteurs liés aux milieux

Tous les modèles tiennent compte de l'influence de la température et de la teneur en eau du sol sur les vitesses des biotransformations.

Quelques-uns introduisent l'influence de l'acidité et de l'aération du sol (par exemple le modèle RZWQM) et de la présence d'argile (par exemple le modèle AMG et RothC).

L'introduction des équilibres physicochimiques avec les ions carbonates et par ailleurs nécessaire pour les sols neutres et alcalins (Blagodatsky et Smith, 2012).

II.2.4) Couplages entre les biotransformations et d'autres processus physiques ou biologiques

Des modèles ne sont pas limités aux biotransformations du carbone et de l'azote, mais décrivent aussi leur couplage avec d'autres processus. Ces couplages concernent :

- les transports de l'eau et des solutés et le fonctionnement d'un couvert végétal (par exemple RZWQM, STICS avec AMG)
- les transports de l'eau et des solutés (par exemple modèles NCSWAP avec NCSOIL, PASTIS avec CANTIS, RZWQM)
- le transport des gaz (par exemple DNDC, DAYCENT)
- le fonctionnement d'un couvert végétal (par exemple CENTURY, ORCHYDEE-STICS)
- les processus d'érosion (par exemple EPIC)
- les processus d'adsorption (par exemple le modèle de Hassink et Whitmore, 1997)



Les figures 12 et 13 donnent une présentation synthétique des caractéristiques de plusieurs modèles.

Le modèle DNDC a la particularité de décrire la nitrification, la dénitrification et la fermentation. L'adsorption des cations NH_4^+ y est également introduite.

Une version du modèle RothC comprend l'introduction de l'influence de la structure du sol sur la protection physique des matières organiques à l'égard de leur dégradation (modèle Struc-C, Malamoud et al., 2009).

La plupart des modèles ne simulent les processus que dans la couche de surface du sol, les vingt premiers centimètres ou la couche labourée. Etant donné que les cultures font principalement l'objet de simulations, les durées concernées sont le mois ou l'année culturale.

Dans les exemples choisis, quatre modèles décrivent la dynamique du carbone organique et cinq les dynamiques simultanées du carbone et de l'azote (figure 12).

Un seul propose une modélisation pour les quatre éléments C, N, P et S (DAYCENT ; figure 12)

Modèles	Éléments impliqués dans les biotransformations	Processus	Plantes		Autres domaines que les cultures
			Transport de l'eau et des solutés	Photosynthèse, respiration	
Hénin-Dupuis	C				
AMG-STICS	C	X	X	X	
RothC	C				Prairies, forêts
SPA	C		X		
NCSOIL-NCSWAP	C et N	X			Forêts
CANTIS-PASTIS	C et N	X			
DNDC	C et N	X	X	X	
ORCHYDEE-STICS	C et N	X	X		
CERES-EGC	C et N	X	X		
DAYCENT	C, N, P et S		X		Prairies, forêts

Figure 12 : processus modélisés : représentation synthétique des caractéristiques de plusieurs modèles (Calvet et al., 2015).

Modèle	Nombre de compartiments de carbone organique			Facteurs autres que la température et la teneur en eau du sol	Nombre de couches de sol	Échelle de temps des simulations
	Matières organiques apportées	Matières organiques mortes du sol	Biomasse microbienne			
Hénin-Dupuis	1	1			1	Années
AMG-STICS	1	2		Teneur en argiles	1	Années
RothC	2	2	1	Couvert végétal	1	Mois, années
SPA						
NCSOIL-SWAP	2	3	1		1	Mois
CANTIS-PASTIS	4	2	1	N	5	Mois, années
DNDC	1	2	1	N, teneur en argile	1	Mois, années
ORCHYDEE-STICS		3			1	Mois, années
CERES-EGC		2	1		1	
CENTURY DAYCENT	4	3		N, lignine, texture du sol	1	Mois, jours

Figure 13 : principales caractéristiques des modèles répertoriés dans la figure 12 (Calvet et al., 2015).



Certains modèles sont des sous modèles plus globaux incluant les processus de transport et la présence d'un couvert végétal. C'est le cas du modèle STICS (Brisson et *al.*, 1998) qui peut comprendre le modèle AMG et le coupler avec les transports de l'eau, des solutés et avec le fonctionnement d'un couvert végétal.

Tous ces modèles ont fait l'objet de nombreuses applications pour étudier les variations de stocks de carbone et de la concentration en azote inorganique du sol en fonction de pratiques culturales, par exemple la restitution des pailles, l'apport de diverses matières organiques et la fertilisation minérale.



II.3) Mise en œuvre des modèles

II.3.1) Les outils nécessaires à l'utilisation des modèles mathématiques

La mise en œuvre de la modélisation mathématique nécessite des formalismes mathématiques, des dispositifs expérimentaux et des outils statistiques.

II.3.1.1) Les formalismes mathématiques

Ils permettent d'exprimer les vitesses de dégradation jusqu'à la minéralisation des composés organiques ainsi que des transformations en d'autres composés.

Ils sont en général assez simples dans le cas de lois de vitesse décrites par des cinétiques du premier ordre.

Ils peuvent devenir compliqués lorsque d'autres lois de vitesse sont utilisées et lorsqu'il faut introduire des couplages entre processus, comme c'est le cas lorsque des biotransformations sont couplées à des processus de transport.



II.3.1.2) Les dispositifs expérimentaux

Les résultats donnés par la simulation doivent être comparés à des observations expérimentales (figures 14 et 15). Il est donc nécessaire d'utiliser des dispositifs expérimentaux adaptés aux processus étudiés et aux applications attendues de la modélisation.

Il est utile de distinguer les dispositifs expérimentaux de laboratoire et de terrain :

- **dispositifs de laboratoire** : ils permettent d'étudier les biotransformations dans des situations strictement contrôlées du point de vue des matières organiques utilisées en choisissant des matériaux ou des composés bien identifiés et du point de vue des conditions expérimentales, en régulant la température, la teneur en eau, l'aération, le pH et les teneurs en éléments nutritifs des milieux utilisés.

Ces dispositifs sont bien adaptés à l'étude des mécanismes biochimiques et biologiques et à des études de courtes durées allant de quelques jours à quelques mois

- **dispositifs de terrain** : ils sont plus difficiles à mettre en œuvre que les dispositifs précédents. En effet, il faut disposer de sites expérimentaux pendant des durées suffisantes et possédant des équipements appropriés pour effectuer des prélèvements de matériaux terreux, de solution du sol et de gaz.

Ces sites doivent être aussi équipés pour déterminer la température et la teneur en eau du sol.

Ces dispositifs présentent le grand avantage de permettre d'accéder aux fonctionnements des sols *in situ* et dans des conditions proches ou identiques de celles des pratiques culturales.

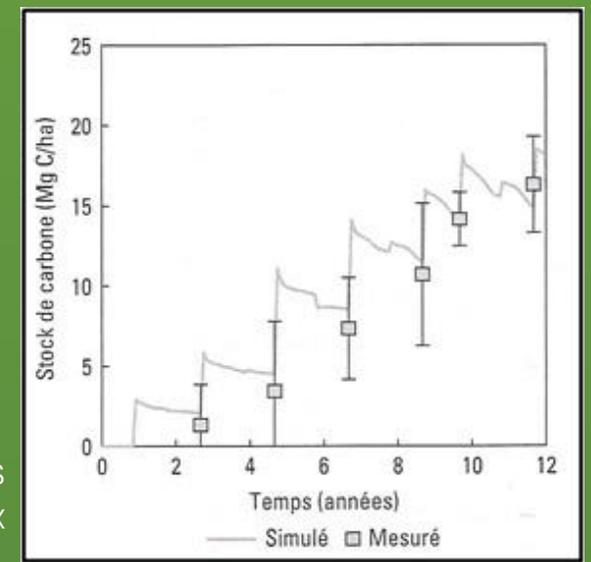


Figure 14 : augmentation du stock de carbone dans l'horizon labouré d'un sol cultivé recevant des apports de compost tous les 2 ans (4 t carbone/ha). Comparaison des mesures aux résultats de simulation avec le modèle RothC (Peltre, 2010). On peut constater que la courbe correspondant à la simulation se situe dans la zone d'incertitude des observations indiquées par les barres verticales.

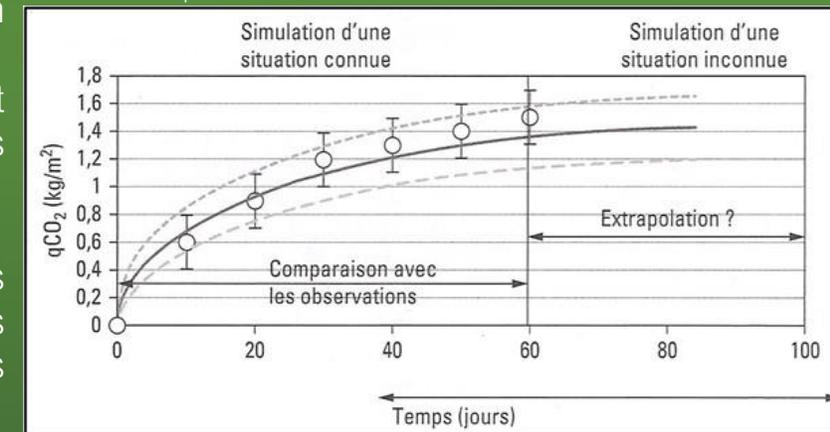


Figure 15 : exemple de deux usages des simulations d'une cinétique de minéralisation (Calvet et al., 2015).

o : valeurs expérimentales observées jusqu'à 60 jours ; les barres verticales indiquent les incertitudes. La courbe en trait plein représente les valeurs simulées et les courbes en traits discontinus limitent le domaine d'incertitude des valeurs simulées.

Quand ce type de graphiques est obtenu, on peut dire que la simulation représente correctement les données expérimentales. Au-delà de 60 jours, il n'existe aucun moyen d'estimer la qualité de la simulation. Plus on s'éloigne de la dernière observation, plus la prévision est incertaine.

II.3.1.3) Les outils statistiques

L'objectivité de la comparaison entre les valeurs calculées et les valeurs observées nécessite des outils statistiques. Il faut en effet savoir si les deux ensembles de valeurs observées et simulées sont significativement différents pour interpréter correctement les simulations.

II.3.2) Les usages des modèles

L'intérêt de la modélisation mathématique repose tout d'abord sur l'analyse des connaissances qu'elle nécessite. Elle conduit à mieux connaître la nature des phénomènes concernés. Ensuite, elle est utile à la gestion des matières organiques et plus généralement à celle des sols. En effet, les matières organiques se renouvellent constamment par des apports divers et par les processus de biodégradation.

Cependant, ce renouvellement est souvent très lent. Evaluer l'effet d'une modification de pratique ou d'usage des sols nécessite alors des observations *in situ* et des situations de terrain suivies pendant des années voire des décennies.

Cette exigence est souvent difficile à satisfaire pour des raisons de temps et de moyens. Aussi des modèles mathématiques basés sur des représentations plus ou moins détaillées des processus d'évolution des matières organiques sont des outils précieux à cet égard : ils permettent de calculer des cinétiques de biotransformations concernant le plus souvent le carbone et l'azote dans les sols pour une grande variété de situations pédologiques, climatiques et agronomiques.

Les usages des modèles numériques d'évolution des matières organiques sont multiples mais peuvent être utilement regroupés en quatre catégories qui ne sont pas indépendantes les unes des autres : l'établissement de bilans et de leurs variations, le calcul des émissions de gaz à effet de serre, la prévision des effets des pratiques culturales et des applications technologiques.



II.3.2.1) Les bilans d'éléments chimiques et leurs variations

- La modélisation est un outil de connaissance

La détermination des bilans d'éléments est principalement effectuée pour le carbone étant donné leur importance pour décrire l'évolution des stocks et les émissions de dioxyde de carbone.

Elle est effectuée soit à des dates données comme la fin d'une culture, soit pour des intervalles de temps, mois ou années.

La comparaison des bilans de carbone obtenus avec plusieurs modèles pour des cultures (blé et maïs) situées dans plusieurs sites européens en est un exemple intéressant (Wattenbach et *al.*, 2010). Elle montre que si tous les modèles utilisés simulent bien les flux nets d'échange dans les écosystèmes, s'ils ne sont pas trop petits, ils diffèrent quant à certains aspects. Les modèles SPA et ORCHYDEE-STICS sont précis pour les flux nets d'échange et les flux d'eau, mais ils sont limités à un petit nombre de cultures et de pratiques culturales.

Au contraire, les modèles CERES-EGC et DNDC sont moins précis, mais simulent des bilans pour des rotations complètes.

Des modèles peuvent être couplés à des données de télédétection par des systèmes d'informations géographiques pour obtenir des cartographies des teneurs en carbone organique à différentes échelles (Obade et Lal, 2013).

Quand les calculs des stocks sont effectués pour des intervalles de temps réguliers, on obtient des cinétiques que l'on peut comparer à des cinétiques observées : si la différence entre ces deux cinétiques n'est pas statistiquement significative, il est possible de conclure que le modèle utilisé et les observations ne sont pas incompatibles.

En conséquence, il est aussi possible de dire que le modèle permet de donner une description numérique du ou des processus modélisés. Si le modèle a été construit sur la base de phénomènes bien identifiés, on peut aussi conclure qu'il décrit vraisemblablement tout ou une partie de la réalité des processus. La modélisation apparaît ainsi comme une source de connaissances. La figure 14 donne une illustration de la comparaison entre des observations expérimentales et une simulation.





- La modélisation est un outil de prévision

Dans le cas précédent, le modèle est utilisé pour des conditions connues puisqu'on se réfère à des observations expérimentales. En revanche, il peut être intéressant et utile de prévoir les variations de grandeurs de sortie pour des conditions futures liées à des changements de pratiques culturales ou d'utilisation des terres pour lesquelles il n'existe évidemment pas d'observations expérimentales. Il s'agit donc de procéder à des extrapolations.

Avec le premier usage, on simule des situations connues qui servent de repères, alors qu'avec le second, on simule des situations inconnues pour lesquelles il n'existe pas de repères. Les deux usages de la simulation sont indiqués dans la figure 15.

Des modèles peuvent conduire à des bilans d'azote quand la dynamique de cet élément est explicitement décrite (figure 12) et utilisée pour prévoir les conséquences à plus ou moins long terme (plusieurs dizaines d'années) de plusieurs pratiques culturales, par exemple :

- l'exportation des résidus de récoltes de céréales et son influence sur l'évolution de la teneur en carbone organique à l'aide du modèle AMG (Saffih-Hdadi et Mary, 2008)
- l'application d'amendements organiques et d'engrais azotés et son influence sur la minéralisation des matières organiques (C et N) et le prélèvement d'azote par les végétaux (Paustian et *al.*, 1992).
- la fertilisation dans un système blé-jachère et son influence sur les teneurs du sol en carbone et azote, les rendements en grains et en pailles et leurs teneurs en azote (Rasmussen et Parton, 1994)
- l'influence des modalités d'utilisation des terres en relation avec les changements climatiques (par exemple Eglin et *al.*, 2010).

Des modèles comme DNDC, DAYCENT et CAMPBELL ont été utilisés pour décrire les effets des exportations de résidus de récolte, du travail du sol et de la fertilisation (Smith et *al.*, 2012).

Plusieurs modélisations ont été appliquées à la gestion des matières organiques résiduelles des points de vue agronomiques et environnemental (Houot et *al.*, 2014)



II.3.2.2) Calcul des émissions de gaz à effet de serre

Certains modèles simulant la dynamique des matières organiques dans les écosystèmes permettent de calculer les flux de gaz à effet de serre : par exemple, le modèle CERES-EGC pour CO₂, N₂O et NO_x (Wattenbach et *al.*, 2010), le modèle DAYCENT pour CO₂ et CH₄ (Smith et *al.*, 2012).





II.4) Exemple de deux modèles

II.4.1) Modèle de Hénin et Dupuis

Des observations déjà anciennes ont montré que la mise en culture supprimant des couverts végétaux permanents et le remplacement de l'élevage par des cultures entraînaient un appauvrissement des sols en matières organiques (Hénin et Dupuis, 1945).

Ces auteurs ont alors conçu un modèle destiné à prévoir l'évolution de la teneur des sols en carbone organique. Leur but était d'obtenir un outil permettant de choisir des itinéraires techniques et des pratiques culturales propres à conserver le carbone organique des sols, voire à en accroître la quantité. Le modèle proposé est simple et il est représenté par la figure 16.

II.4.1.1) Les compartiments et leurs transformations

Les matières organiques apportées constituent un seul compartiment homogène, dont une partie est minéralisée et une autre transformée par humification.

Pour les auteurs du modèle, il s'agit de l'ensemble des biotransformations conduisant à la formation des matières organiques du sol plus ou moins stabilisées, essentiellement des substances humiques.

La quantité de carbone humifiée pendant l'unité de temps est proportionnelle à la quantité apportée $q_{app}C_{org}$. Le coefficient de proportionnalité k_1 , équivalent à un coefficient de vitesse, est appelé par les auteurs « coefficient isohumique k_1 ».

Il représente aussi la proportion de carbone apporté qui est humifié. La minéralisation du carbone organique du sol est caractérisée par un coefficient de vitesse k_2 (ou « coefficient isohumique k_2 ») et la quantité de carbone organique minéralisée est supposée proportionnelle à la quantité de carbone organique présente dans le sol.

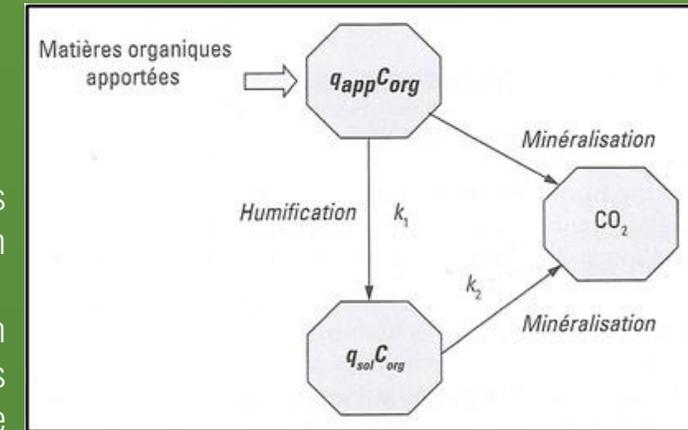


Figure 16 : représentation schématique du modèle de Hénin-Dupuis (Calvet et al., 2015).

$q_{app}C_{org}$: quantité de carbone organique apportée pendant une unité de temps, une année par exemple.

$q_{sol}C_{org}$: quantité de carbone organique présente dans le sol.
Les flèches indiquent le sens des transformations.



L'équation du modèle est :

$$\text{Variation annuelle de la quantité de carbone organique dans le sol} = k_1 \times q_{\text{app}} C_{\text{org}} - k_2 \times q_{\text{sol}} C_{\text{org}}$$

Avec :

$k_1 \times q_{\text{app}} C_{\text{org}}$: augmentation annuelle de la quantité de carbone organique dans le sol due aux apports

$k_2 \times q_{\text{sol}} C_{\text{org}}$: quantité annuelle de carbone organique minéralisé

L'année est l'unité de temps considérée. En supposant que la quantité apportée annuellement ($q_{\text{app}} C_{\text{org}}$) est constante, la résolution de cette équation permet de calculer la quantité de carbone organique restant dans le sol à tout moment par la relation suivante :

$$q_{\text{sol}} C_{\text{org}} (t) = q_{\text{sol}} C_{\text{org}}(t=0) \times \exp(-k_2 t) + \frac{q_{\text{app}} C_{\text{org}} k_1}{k_2} (1 - \exp(-k_2 t))$$

où $q_{\text{sol}} C_{\text{org}} (t=0)$ est la quantité de carbone initialement présente dans le sol avant l'apport de matières organiques et $q_{\text{sol}} C_{\text{org}} (t)$ la quantité de carbone organique présente dans le sol au temps t après l'apport.

II.4.1.2) Les facteurs introduits dans la modélisation

- Facteurs liés aux matières organiques apportées

La quantité de carbone humifiée dépend de la biodégradabilité des matières organiques apportées. Cette dépendance n'est pas introduite dans le modèle. Le coefficient k_1 peut être relié à l'indice d'instabilité biologique, ISB (Lineres et Djakovitch, 1993 ; Houot, 2005).

- Facteurs liés au milieu

Le modèle n'introduit pas de facteurs liés au milieu, dont l'influence est seulement appréhendée par l'observation de l'évolution de la quantité de carbone du sol dans différentes conditions.

II.4.1.3) Applications

En raison de sa simplicité, ce modèle a souvent été utilisé avec intérêt pour l'enseignement, l'interprétation de résultats expérimentaux et l'étude des conséquences de changements de pratiques culturales sur le stock de carbone organique du sol.

En toute rigueur, le coefficient k_2 dépend des conditions climatiques, de la nature du sol et de la nature des cultures.

Les valeurs des coefficients k_1 et k_2 peuvent être déterminées à partir des quantités de carbone présentes avant un rapport et après des durées variables. Elles peuvent aussi être calculées simultanément par des ajustements numériques.





II.4.2) Modèle RothC

II.4.2.1) Les compartiments et leurs transformations

Ce modèle est dérivé d'un modèle conçu par Jenkinson et Rayner (1977) : il comprend cinq compartiments dont quatre sont des compartiments actifs qui participent aux biotransformations et un est inerte (MO inerte).

Deux compartiments actifs viennent des matières organiques apportées (incorporées au sol) : l'un correspond au carbone des constituants organiques facilement dégradables (résidus dégradables), l'autre au carbone de ceux qui sont difficilement dégradables (résidus résistants).

Les deux autres compartiments actifs appartiennent aux matières organiques du sol : il s'agit du carbone de la biomasse microbienne et du carbone des substances humiques. Ce dernier correspond en fait aux composés organiques protégés.

Le compartiment MO inerte est supposé probablement constitué de composés très récalcitrants. La correspondance entre ces compartiments et les fractions séparées par les méthodes physiques peut être établie au moins en partie (Balesdent, 1996).

Les biotransformations et les flux entre ces compartiments sont représentés dans la figure 17. Les quatre compartiments actifs se dégradent avec un coefficient de vitesse spécifique pour chacun. Les deux compartiments des matières organiques apportées se transforment en partie en biomasse microbienne et en partie en substance humiques, alors qu'une autre se minéralise pour donner du dioxyde de carbone.

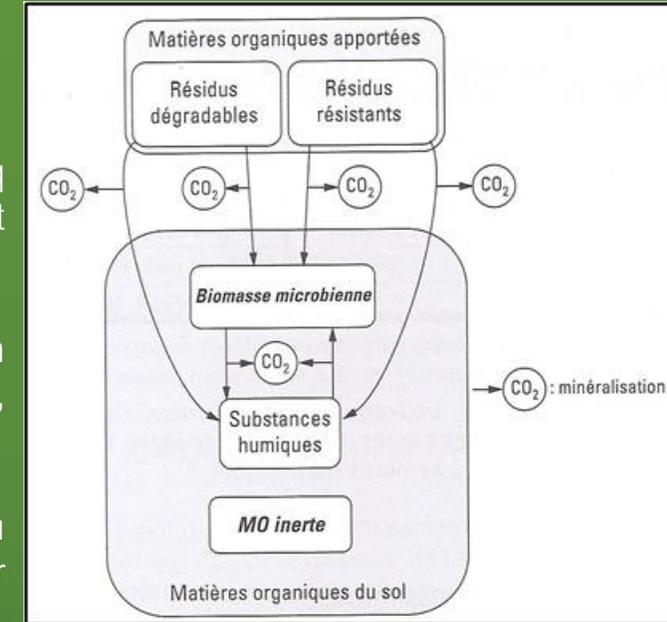


Figure 17 : représentation simplifiée de la structure de modèle RothC (Calvet et al., 2015). Les flèches indiquent le sens des flux de carbone modélisés.



Le carbone de la biomasse est partiellement minéralisé et partiellement transformé en substances humiques. Celui des substances humiques est lui aussi partiellement minéralisé et partiellement transformé en biomasse microbienne.

Les coefficients de vitesse de minéralisation k sont fixés aux valeurs suivantes :

- résidus dégradables : $k = 10 \text{ an}^{-1}$, soit un temps moyen de résidence de 0,1 an
- résidus résistants : $k = 0,3 \text{ an}^{-1}$, soit un temps moyen de résidence de 3,3 ans
- biomasse microbienne : $k = 0,66 \text{ an}^{-1}$, soit un temps moyen de résidence de 1,5 an
- substances humiques : $k = 0,02 \text{ an}^{-1}$, soit un temps moyen de résidence de 50 ans.

Le transport du carbone organique et la diminution de la vitesse de dégradation avec la profondeur ont été introduits dans une nouvelle version du modèle (modèle RothPC-1, Jenkinson et Coleman, 2008).

II.4.2.2) Les facteurs introduits dans la modélisation

- Facteurs liés aux matières organiques apportées

Seul le type de couvert végétal est envisagé, cultures-prairies et forêts pour répartir le carbone organique entre les deux compartiments de résidus végétaux.

La partition des matières organiques apportées en composés facilement dégradables et en composés difficilement dégradables dépend de leur composition.

Les auteurs du modèle proposent une valeur du rapport « Quantité de carbone des résidus dégradables / Quantité de carbone des résidus résistants » de 1,44 pour les plantes cultivées et les prairies et de 0,25 pour les forêts.

Cela traduit la plus grande taille du compartiment de résidus résistants des forêts en raison de leur plus grande richesse en lignine.

- Facteurs liés au milieu

Des coefficients multiplicateurs sont utilisés pour tenir compte de l'influence de la température et de la teneur en eau sur les coefficients de vitesse.

La teneur en argiles est une caractéristique importante puisqu'elle a une influence sur la répartition entre le carbone minéralisé et le carbone sous forme de biomasse microbienne et de substances humiques.



CHÂTEAU
DURFORT
VIVENS





CHÂTEAU
DURFORT
VIVENS



Références bibliographiques

Allen, A. P., Gillooly, J. F., & Brown, J. H. (2005). Linking the global carbon cycle to individual metabolism. *Functional Ecology*, 19(2), 202-213.

Balesdent, J. (1996). The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of soil science*, 47(4), 485-493.

Blagodatsky, S., & Smith, P. (2012). Soil physics meets soil biology: towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 47, 78-92.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M. H., Ruget, F., Nicoullaud, B., ... & Delécolle, R. (1998). STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346.

Calvet, R. (2013). Le sol. Propriétés et fonctions. *Editions France Agricole*.

Calvet, R., Chenu, C., & Houot, S. (2015). Les matières organiques des sols: rôles agronomiques et environnementaux. *Editions France Agricoles*. 2nd édition.

de Paul Obade, V., & Lal, R. (2013). Assessing land cover and soil quality by remote sensing and geographical information systems (GIS). *Catena*, 104, 77-92.

Eglin, T., Ciais, P., Piao, S. L., Barré, P., Bellassen, V., Cadule, P., ... & Smith, P. (2010). Historical and future perspectives of global soil carbon response to climate and land-use changes. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 62(5), 700-718.

Feng, Y. (2009). Fundamental considerations of soil organic carbon dynamics: a new theoretical framework. *Soil Science*, 174(9), 467-481.



Fontaine, S., & Barot, S. (2005). Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. *Ecology Letters*, 8(10), 1075-1087.

Hassink, J., & Whitmore, A. P. (1997). A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 131-139.

Henin, S., & Dupuis, M., (1945). Essai de bilan de la matière organique du sol. *Annales agronomiques* 15, 17-29.

Houot, S. (2005). Recyclage de déchets sur les sols: valeur agronomique et impacts environnementaux. *Sols et Environnement*, Dunod, 2005.

Houot, S., Pons, M. N., Pradel, M., Caillaud, M. A., Savini, I., & Tibi, A. (2014). Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduelles sur les sols à usage agricole et forestiers. *Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques* (Doctoral dissertation, irstea).

Jenkinson, D. S., & Coleman, K. (2008). The turnover of organic carbon in subsoils. Part 2. Modelling carbon turnover. *European Journal of Soil Science*, 59(2), 400-413.

Jenkinson, D. S., & Rayner, J. H. (1977). The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil science*, 123(5), 298-305.

Jenny, H. (1941). Factors of soil formation. 281 pp. *New York*, 801.

Kaiser, K., & Kalbitz, K. (2012). Cycling downwards—dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 52, 29-32.



Lashermes, G., Zhang, Y., Houot, S., Steyer, J. P., Patureau, D., Barriuso, E., & Garnier, P. (2013). Simulation of Organic Matter and Pollutant Evolution during Composting: The COP-Compost Model. *Journal of environmental quality*, 42(2), 361-372.

Linères, M., & Djakovitch, J. L. (1993). Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. In 4. *Journées de l'Analyse de Terre*. GEMAS-COMIFER.

Malamoud, K., McBratney, A. B., Minasny, B., & Field, D. J. (2009). Modelling how carbon affects soil structure. *Geoderma*, 149(1-2), 19-26.

Molina, J. A. E., & Smith, P. (1997). Modeling carbon and nitrogen processes in soils. In *Advances in Agronomy* (Vol. 62, pp. 253-298). Academic Press.

Paustian, K., Parton, W. J., & Persson, J. (1992). Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil science society of America journal*, 56(2), 476-488.

Peltre, C. (2010). *Potentialité de stockage de carbone dans les sols par apport de matières organiques exogènes* (Doctoral dissertation, ABIES Doctoral School; AgroParisTech).

Plentinger, M. C., & Penning de Vries, F. W. T. (1996). CAMASE register of agro-ecosystems models. *Report no. II, CAMASE (concerned action for the development and testing of quantitative methods for research on agricultural systems and the environment)*, Wageningen, Holland.

Potter, C., Klooster, S., & Genovese, V. (2012). Net primary production of terrestrial ecosystems from 2000 to 2009. *Climatic Change*, 115(2), 365-378.

Rasmussen, P. E., & Parton, W. J. (1994). Long-term effects of residue management in wheat-fallow: I. Inputs, yield, and soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 58(2), 523-530.



Rémy, J. C., & Marin-Lafèche, A. (1976). L'entretien organique des terres. Coût d'une politique de l'humus. *Entreprises agricoles*, 4, 63-67.

Saffih-Hdadi, K., & Mary, B. (2008). Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(3), 594-607.

Shibu, M. E., Leffelaar, P. A., Van Keulen, H., & Aggarwal, P. K. (2006). Quantitative description of soil organic matter dynamics-a review of approaches with reference to rice-based cropping systems. *Geoderma*, 137(1-2), 1-18.

Smith, W. N., Grant, B. B., Campbell, C. A., McConkey, B. G., Desjardins, R. L., Kröbel, R., & Malhi, S. S. (2012). Crop residue removal effects on soil carbon: Measured and inter-model comparisons. *Agriculture, ecosystems & environment*, 161, 27-38.

Soltner, D. (2017). Les bases de la production végétale. Tome I : le sol et son amélioration (27^{ème} édition). Collection SCIENCES ET TECHNIQUES AGRICOLES.

Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., ... & Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80-99.

Wattenbach, M., Sus, O., Vuichard, N., Lehuger, S., Gottschalk, P., Li, L., ... & Smith, P. (2010). The carbon balance of European croplands: A cross-site comparison of simulation models. *Agriculture, ecosystems & environment*, 139(3), 419-453.