

ANALYSE DU CONCEPT DE BIODISPONIBILITE D'UNE SUBSTANCE DANS LE SOL

R. CALVET⁽¹⁾

RESUME

La publication présentée propose une analyse du concept de biodisponibilité basée sur des aspects qualitatifs et quantitatifs. L'aspect qualitatif est discuté en prenant en considération les phénomènes qui déterminent le passage des substances dans les phases fluides du sol. L'eau, les ions et les molécules électriquement neutres sont successivement envisagés. L'analyse de l'aspect quantitatif repose sur l'examen des facteurs qui déterminent la quantité totale absorbée. Cette dernière est représentée comme l'intégrale spatio-temporelle de la densité de flux absorbé et elle ne peut se définir que pour un ensemble substance-organisme vivant-milieu. Trois exemples sont brièvement abordés : la nutrition minérale des plantes, l'alimentation hydrique des plantes et l'absorption des produits phytosanitaires. La dernière partie expose des réflexions sur l'évaluation de la biodisponibilité. D'une part, l'analyse effectuée est utilisée pour situer la procédure d'évaluation généralement suivie aujourd'hui, d'autre part, une démarche basée sur les cinétiques de passage en solution est proposée.

MOTS CLES : Biodisponibilité - Sols - Nutrition minérale - Alimentation hydrique - Absorption.

KEY WORDS : Bioavailability - Soils - Mineral nutrition - Water absorption - Absorption.

INTRODUCTION

L'importance des organismes vivants du sol a été reconnue depuis très longtemps et l'intérêt qu'ils suscitent s'accroît continuellement avec le développement de la microbiologie du sol et des études sur les systèmes racinaires. L'absorption de diverses substances par les organismes édaphiques, qu'elles soient nécessaires à leur croissance et à leur développement ou qu'elles soient toxiques, est un sujet qui est toujours d'actualité pour les agronomes et, d'une façon général, pour toute personne intéressée par les transferts de matières dans les écosystèmes cultivés et non cultivés. En effet :

- la nutrition minérale des plantes et ses conséquences sur la fertilisation,
- l'action des produits phytosanitaires absorbés par les racines,
- les transferts dans les chaînes trophiques d'éléments ou de composés toxiques,
- l'alimentation hydrique des organismes vivants dans le sol,

sont des processus dont l'intérêt n'est plus à démontrer. Ils dépendent de plusieurs facteurs qui doivent être convenablement identifiés et dont l'influence doit être connue le plus précisément possible.

(1) Institut National Agronomique Paris-Grignon, Laboratoire des Sols, Institut National de la Recherche Agronomique, 78850 Thiverval-Grignon.

Parmi ces facteurs, l'aptitude (la qualité) qu'une substance a, de pouvoir être absorbée est particulièrement importante. Son étude n'est pas nouvelle et des travaux anciens gardent encore aujourd'hui toute leur pertinence. Bien que l'aspect historique ne soit pas envisagé ici, on ne peut pas rester sans évoquer, notamment, des noms comme ceux de B. PALISSY, J.B. BOUSSINGAULT et J. von LIEBIG dont les observations constituent une base d'une très grande richesse (RUSSEL, 1973). Plus récemment, l'évaluation de la quantités d'éléments fertilisants pouvant être absorbée par une plante ou un couvert végétal a beaucoup préoccupé les agronomes. Les nombreuses recherches consacrées à ce sujet ont conduit à des informations à la fois très abondantes et très utiles. Des concepts comme ceux d'éléments mobilisables et d'éléments assimilables ont été proposés pour caractériser l'aptitude d'un sol à assurer les besoins d'une culture donnée (DEMOLON, 1956). Ils ont été récemment discutés par JUSTE (1988) à propos des éléments métalliques traces dans les sols. Des questions restent malgré tout avec des réponses partielles ou sans réponse et la littérature scientifique publiée jusqu'à ce jour ne permet pas d'avoir une vision à la fois claire et complète de ce sujet. La raison est qu'il manque, semble-t-il, un schéma suffisamment général pour servir de cadre de raisonnement valable pour n'importe quelle situation. C'est pourquoi cet exposé est présenté ; son but est de proposer des éléments pour la construction d'un tel schéma.

Une espèce chimique (ion ou molécule électriquement neutre) est biodisponible, dans le sol, si elle peut être absorbée par un organisme vivant. Cela nécessite qu'elle puisse se déplacer par diffusion moléculaire ou par convection jusqu'à une membrane dont le franchissement constitue l'absorption. Cette nécessité implique que la substance soit dans un état physique compatible avec des déplacements d'ions et de molécules. Il peut s'agir de molécules en phase gazeuse ou d'ions ou de molécules solvatées par l'eau soit dans la phase liquide mobile soit dans la phase liquide immobile (micro-pores, mucigels racinaires). Cette définition ne préjuge en rien

- de la nature de l'espèce chimique,
- de la distance et de la vitesse du déplacement,
- de la nature et de la localisation de la membrane où l'absorption a lieu. En effet, il peut très bien s'agir de la membrane des cellules épidermiques des racines et des poils absorbants, de la membrane de n'importe quel micro-organisme animal ou végétal, de la membrane des cellules épithéliales de la méso et macro pédofaune.

Le concept de biodisponibilité peut être envisagé à deux points de vue :

- soit pour apprécier la possibilité qu'une substance a d'être absorbée,
- soit pour évaluer la quantité d'une substance qui peut être absorbée par un organisme vivant dans un milieu donné et pendant une période d'une durée donnée.

Dans le premier cas, on utilise un ensemble de propriétés du milieu et de propriétés de la substance liées à son aptitude à passer en solution ou dans la phase gazeuse du sol et on parlera de l'aspect qualitatif de la biodisponibilité. Dans le deuxième cas, on procède à l'intégration temporelle et spatiale d'une fonction représentant la quantité absorbée instantanée, ce qui permet de définir une quantité biodisponible. C'est l'aspect quantitatif de la biodisponibilité.

I - ASPECT QUALITATIF DE LA BIODISPONIBILITE

A) Généralités

Compte tenu de la définition précédemment donnée, la biodisponibilité d'une substance est déterminée par les phénomènes qui interviennent dans le passage des ions et des molécules dans la phase fluide du sol. Elle peut donc être appréciée à partir des caractéristiques thermodynamiques et cinétiques des phénomènes impliqués. Pour des conditions données, les premières indiquent la possibilité du passage, les

deuxièmes permettent de comparer la durée du passage à la durée de la période pendant laquelle l'absorption est à prendre en considération. Il y a lieu de distinguer les substances absorbées à l'état dissous et les substances absorbées à l'état gazeux. A cet égard, l'eau occupe une place particulière car elle peut être absorbée à partir des états liquide et gazeux.

Les ions et un grand nombre de molécules électriquement neutres sont absorbés à l'état dissous ; leur présence en solution, donc leur biodisponibilité dépend à des degrés variables :

— de transformations physico-chimiques les faisant passer d'un état associé à la phase solide (adsorbé, précipité) dans la phase liquide ou vice-versa ; ce sont la précipitation-dissolution et l'adsorption-désorption.

— de transformations chimiques les faisant apparaître ou disparaître de la phase liquide ; ce sont des transformations abiotiques (ex : oxydation-réduction, hydrolyse, complexation) et des biotransformations (ex : minéralisation, nitrification...).

Seules des molécules électriquement neutres peuvent être absorbées à partir de la phase gazeuse du sol. Ce sont surtout le dioxyde de carbone, l'oxygène, l'azote et des molécules organiques xénobiotiques comme certains pesticides (fumigants). Quand elles se trouvent dans la phase liquide, elles peuvent aussi être absorbées et relèvent alors du cas précédent. Leur présence dans la phase gazeuse dépend également de transformations physico-chimiques (dissolution-volatilisation) et de transformations chimiques abiotiques ou non. On peut toutefois considérer, du moins dans le sol, que la sublimation d'une part et la cristallisation à partir de la phase gazeuse d'autre part, sont des phénomènes négligeables.

Le tableau 1 donne les principaux phénomènes déterminant la présence en solution, donc la biodisponibilité, des substances les plus intéressantes à l'égard des sols et des organismes vivants édaphiques.

Nous allons maintenant envisager successivement les aspects qualitatifs de la biodisponibilité de l'eau, des ions et des molécules non ionisées.

Tableau 1 : Principaux phénomènes déterminant la biodisponibilité des substances dans le sol.

Main phenomena determining the bioavailability of substances in the soil.

Substance	Phénomènes abiotiques	Phénomènes biologiques
K ⁺	Adsorption/désorption Altération de minéraux	
HPO ₄ ⁻ H ₂ PO ₄ ²⁻	Adsorption/désorption Précipitation/Dissolution	Minéralisation de la matière organique
NH ₄ ⁺	Adsorption/désorption	Hydrolyse de l'urée Minéralisation de la matière organique Nitrification
NO ₃		Nitrification Dénitrification
Éléments traces	Adsorption/désorption Précipitation/Dissolution Formation/Dissociation de complexes	
Micropolluants organiques	Adsorption/désorption Fixation chimique Dissolution/Volatilisation	Dégradation Minéralisation

B) Biodisponibilité de l'eau

L'eau occupe une place particulière dans le fonctionnement du sol :

- c'est une substance nécessaire aux organismes vivants,
- c'est un fluide vecteur des substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension,
- c'est un agent réactionnel responsable de nombreuses transformations chimiques.

Ces trois aspects doivent être pris en considération dans une discussion générale sur la biodisponibilité. Le premier en tant que tel, les deux autres comme facteurs ; ils seront discutés à propos de l'évaluation des quantités de substances biodisponibles.

Le flux d'eau entre le sol et un organisme vivant dépend, d'une part du gradient de potentiel existant entre l'eau du sol et l'eau de l'organisme, d'autre part, de la conductivité hydraulique du milieu. Il en résulte que la biodisponibilité de l'eau est déterminée par son énergie potentielle de rétention dans le milieu poreux « sol ». Cette énergie a deux composantes : l'une d'origine matricielle, l'autre d'origine osmotique. La première dépend de la composition de la phase solide du sol et de la structure du milieu, la deuxième dépend de la composition de la phase liquide du sol. C'est l'énergie potentielle de sorption (potentiel de sorption) qui est le plus souvent prise en considération dans les sols cultivés. Il s'agit d'une fonction croissante de la teneur en eau qui s'annule pour un milieu saturé en eau. Dans un système à l'équilibre, à chaque teneur en eau correspond une énergie de rétention, donc un certain degré de biodisponibilité.

C'est dans un milieu saturé en eau que la quantité d'eau biodisponible est la plus grande. Au fur et à mesure qu'un sol se dessèche, l'énergie de rétention de l'eau restante augmente (son potentiel diminue) et la biodisponibilité diminue. Pour un système sol/organisme donné, il existe une valeur du potentiel au-delà de laquelle l'eau ne peut plus être absorbée. Cette notion de potentiel limite a surtout été étudiée et discutée pour les végétaux à propos du point de flétrissement permanent (KRAMER, 1983). Il existe peu d'informations pour les organismes édaphiques à part quelques données concernant la microflore du sol (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970 ; PARR et al., 1985).

Etant donné que l'eau constitue la phase liquide du sol, seule la cinétique de passage dans la phase gazeuse (évaporation) devrait a priori être prise en considération. En fait, la plus grande partie de l'eau absorbée par les organismes vivants est à l'état condensé car c'est sous cette forme que les flux sont les plus importants. Il n'est donc pas nécessaire, dans le cas de l'eau, de se préoccuper de la cinétique de passage dans la phase fluide du sol.

En résumé, le degré de biodisponibilité de l'eau dépend de la teneur en eau du sol selon une fonction elle-même dépendante de la nature du système sol/organisme. Il faut toutefois souligner que l'eau biodisponible n'est pas nécessairement utilisée par un organisme. Nous reviendrons sur ce point dans l'analyse de la quantité d'eau biodisponible.

C) Biodisponibilité des ions

Trois types de situations peuvent être décrites pour une espèce chimique donnée :

1) Tous les ions sont en solution ; ils ont tous la même biodisponibilité qui est d'ailleurs maximum car aucun phénomène n'intervient pour les faire passer dans la phase liquide. C'est le cas, dans le sol, des anions Cl^- , NO_2^- et NO_3^- dont l'adsorption positive est le plus souvent négligeable. Il est possible de qualifier ces ions d'immédiatement biodisponibles et on parlera de biodisponibilité immédiate.

Il existe deux autres types de situations pour lesquelles la biodisponibilité dépend d'un ou plusieurs phénomènes et peut donc être qualifiée de non immédiate.

2) Dans le deuxième type de situations, une partie plus ou moins grande des ions est soit engagée dans un réseau cristallin, soit produite par des biotransformations. Dans le premier cas, leur passage en solution ne peut avoir lieu que par l'altération du réseau, ce qui met en jeu des conditions physico-chimiques particulières comme, par exemple, pour le potassium dans les micas et les feldspaths, le phosphore dans les phosphates très peu solubles. Ces ions deviennent biodisponibles par un processus d'altération minérale (une hydrolyse acide par exemple) qui se produit au cours d'une évolution pédologique plus ou moins lente ou bien sous l'action de composés organiques acides excrétés par les racines ou la microflore (mycorhizes entre autres). La vitesse de ces processus d'altération détermine alors la biodisponibilité. Dans le deuxième cas, la biodisponibilité dépend de la vitesse des biotransformations impliquées (minéralisation, nitrification par exemple). Pour ces situations, la connaissance des cinétiques de passage en solution est donc indispensable à la compréhension du déterminisme de la biodisponibilité. Il s'agit alors de biodisponibilité induite et nous y reviendrons dans le prochain chapitre.

3) Dans le troisième type de situation, une partie plus ou moins grande des ions peut passer en solution et participer à des équilibres d'adsorption-désorption et de précipitation-dissolution. Dans ce cas, la constante thermodynamique du phénomène peut servir à caractériser le degré de biodisponibilité ; elle dépend de plusieurs facteurs : la nature des ions concernés, la nature de l'adsorbant, la composition de la phase liquide et la température.

Les deux premiers facteurs déterminent l'affinité de la surface pour les ions, donc la sélectivité d'adsorption. Ainsi, la quantité de K^+ adsorbée sur une smectite et susceptible de passer en solution n'est-elle pas la même selon que le cation échangeur est Na^+ ou Ca^{2+} . Des observations analogues ont été faites pour le passage en solution de cations métalliques traces adsorbés sur des matériaux terreux. Le même type de situations se rencontre avec les anions. Les anions orthophosphates adsorbés sur les oxydes, par exemple, sont désorbés en plus grande quantité par des anions complexant le fer ou l'aluminium (acétate, citrate,...) que par Cl^- ou NO_3^- . D'une façon générale, le degré de biodisponibilité d'un ion ne peut être défini que par rapport à un autre ion, pour un adsorbant donné et une phase liquide de composition donnée.

Le troisième facteur (la composition ionique de la phase liquide) joue, quant à lui, un double rôle. Il peut modifier l'affinité d'une surface pour un ion, comme c'est le cas pour l'effet des ions H^+ et OH^- sur la charge électrique de surface. Il peut aussi agir sur l'état énergétique des ions en solution quand les réactions de complexation ont lieu avec des ligands minéraux et organiques (STJMM et MORGAN, 1981).

Les premier et troisième facteurs ont par ailleurs une influence sur les phénomènes de précipitation/dissolution et doivent aussi être pris en considération dans l'évaluation du degré de biodisponibilité d'un ion.

D) Biodisponibilité des molécules organiques non ionisées

Pour ces molécules, les constantes thermodynamiques d'adsorption-désorption peuvent également permettre de caractériser le degré de biodisponibilité quelle que soit la phase fluide concernée. L'affinité des surfaces solides et les interactions avec l'eau sont des facteurs très importants pour les molécules se trouvant dans la phase liquide. En revanche, pour les systèmes solide-gaz et liquide-gaz, la tension de vapeur est un paramètre déterminant.

En général, on admet que l'équilibre d'adsorption existe localement pour les molécules non ionisées. Toutefois, cette simplification n'est pas valable quand la vitesse de désorption est petite, ce qui est parfois le cas des molécules phytosanitaires.

II - ASPECT QUANTITATIF DU CONCEPT DE BIODISPONIBILITE

Savoir qu'une substance est dans la phase fluide du sol ou qu'elle peut y passer par le jeu d'un ou plusieurs phénomènes est une information intéressante mais tout-à-fait insuffisante. En effet, il faut aussi connaître et prévoir le mieux possible les quantités qui peuvent être absorbées par un organisme donné, pendant une période déterminée et dans un milieu défini. Ainsi, par exemple, est-il utile d'évaluer la quantité de tel ou tel élément fertilisant pouvant être prélevé par une culture placée dans des conditions agro-pédo-climatiques connues. Il serait également utile, comme autre exemple, d'évaluer la quantité de produit phytosanitaire absorbée par une mauvaise herbe, un parasite ou un ravageur pour mieux maîtriser les traitements du sol.

L'étude des flux au voisinage des organismes vivants dans le sol et notamment des racines a fait l'objet d'un nombre assez limité de travaux qui ont cependant conduit à des descriptions très variées et plus ou moins complexes (OLSEN et KEMPER, 1968 ; MAERTENS et al., 1974 ; BLANCHET et al., 1974 ; NYE et TINKER, 1977 ; BARBER, 1984).

A) Définitions

a) DENSITE DE FLUX ABSORBE $qa^{\circ}(t)$

La grandeur fondamentale permettant d'analyser et de comprendre le déterminisme de la quantité totale d'une substance absorbée par un organisme vivant est la densité de flux absorbée. C'est la quantité de substance qui franchit la membrane absorbante par unité d'aire et par unité de temps. Pour des raisons qui tiennent à la physiologie de l'organisme et au milieu qa° est une fonction du temps.

b) FLUX ABSORBE ($qa(t)$)

Le flux absorbé est la quantité de substance absorbée par la totalité de la surface absorbante de l'organisme pendant l'unité de temps. On peut écrire :

$$qa(t) = \int_S qa^{\circ}(t) dt \quad (1)$$

où S est la surface absorbante totale.

Cette intégrale est difficile à expliciter, mais il est possible d'envisager, en première approximation, l'utilisation de l'aire de la surface absorbante $A(t)$; par exemple, l'aire du système racinaire d'une plante. On a alors :

$$qa(t) = f[qa^{\circ}(t), A(t)] \quad (2)$$

La fonction f est simplement le produit de $qa^{\circ}(t)$ par $A(t)$ pour une surface absorbante homogène, et pour une densité de flux absorbé constante dans l'espace à un instant donné. C'est probablement une formulation acceptable pour une jeune plante dont les racines sont peu développées et situées dans une couche de sol de petite épaisseur. Avec un système racinaire développé traversant plusieurs horizons, la fonction f ne peut pas être formulée de cette façon. Son explicitation n'est cependant pas nécessaire à la suite de l'analyse qui est présentée ici, mais il est inutile d'attirer l'attention sur la difficulté de l'exprimer simplement.

$qa(t)$ représente par exemple le prélèvement journalier d'un élément fertilisant par une plante, si l'unité de temps est le jour.

c) QUANTITE TOTALE ABSORBEE Qa

Elle est définie par l'intégrale (figure 1) :

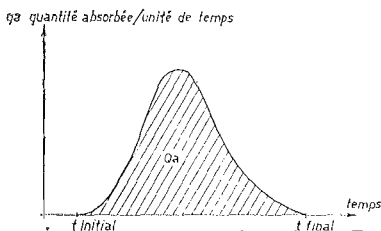


Figure 1 : Définition de la quantité totale absorbée.
Definition of the total absorbed amount.

$$Q_a = \int_{t_{\text{initial}}}^{t_{\text{final}}} q_a(t) dt \quad (3)$$

t_{initial} et t_{final} sont, par exemple, les dates de semis et de récolte dans le cas d'une plante cultivée, les bornes d'une période pendant laquelle il est souhaitable qu'un produit phytosanitaire soit actif.

La quantité Q_a peut se définir pour un organisme, et pour un ensemble d'organismes. Il apparaît alors une difficulté liée au passage d'un individu à une population. Avec un couvert végétal, il faut tenir compte d'une double variabilité spatiale : celle des plantes et celle du milieu. Cette difficulté peut être partiellement surmontée soit en essayant de définir un système « plante-milieu » moyen, soit en n'envisageant les quantités absorbées qu'au niveau d'une surface donnée. C'est, par exemple, ce qui est fait quand le prélèvement par unité de temps et la quantité totale prélevée sont exprimés pour un hectare de culture (figure 2).

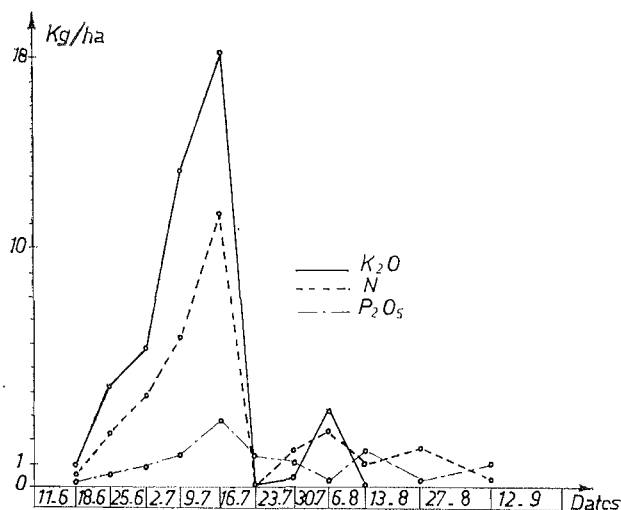


Figure 2 :

Exemple de variation du flux absorbé (q_a) pour un couvert végétal de maïs (d'après LUBET et JUSTE, 1985).

Example of variation of the absorbed flux (q_a) for a canopy of maize (from LUBET and JUSTE, 1985).

d) QUANTITE BIODISPONIBLE POTENTIELLE QBP

Pour une période d'une durée donnée, et pour un environnement physique, chimique et biologique non limitant à tous points de vue, la quantité totale d'une substance absorbée par un organisme donné est la quantité biodisponible potentielle. Il est important de souligner que la valeur de cette grandeur est liée à un organisme, à des conditions de milieu, à une durée, et à une substance. Elle n'a pas de valeur absolue.

e) QUANTITE BIODISPONIBLE REELLE QBR

Si un ou plusieurs facteurs de l'environnement d'un organisme deviennent limitants, la quantité totale absorbée sera plus petite. On peut alors parler de quantité biodisponible réelle ; elle est toujours inférieure à la quantité biodisponible potentielle.

Le problème qui se pose alors à l'agronome et à l'écotoxicologiste est d'identifier et de décrire les facteurs qui déterminent le flux absorbé $q_a(t)$, donc la quantité biodisponible potentielle d'une substance donnée pour pouvoir prévoir les quantités biodisponibles réelles susceptibles d'être observées.

B) Facteurs déterminant le flux absorbé

Le flux absorbé dépend des fonctions $A(t)$ et $q_a^*(t)$ (d'après [2]). La densité de flux absorbé, $q_a^*(t)$ dépend, quant à elle, de la concentration C_f dans la phase fluide au voisinage immédiat de la membrane absorbante, et du fonctionnement phy-

biologique de l'organisme vivant, que l'on peut représenter par une fonction $\emptyset(t)$ caractérisant l'absorption racinaire de la substance considérée.

$$qa^{\circ}(t) = g [Cfi(t), \emptyset(t)] \quad (4)$$

Dans le cas de l'absorption racinaire d'une substance en solution, on a $Cfi(t) = Cli(t)$, concentration de la substance considérée dans la phase liquide au voisinage immédiat de la membrane absorbante.

Pour une substance dont l'absorption se fait à partir de la phase gazeuse (pesticide gazeux comme Br CH₃ par exemple), $Cfi(t)$ est la concentration $Cgi(t)$ de l'air du sol au voisinage de l'organisme.

1. La fonction A(t)

Rappelons qu'elle représente l'aire de la surface absorbante. Son expression dépend de la nature de l'organisme vivant envisagé.

Pour des végétaux et dans le cas de l'absorption racinaire, A(t) est l'aire de la surface absorbante des racines et sa valeur dépend, pour une espèce végétale donnée, du développement et de la croissance du système racinaire et donc indirectement de tous les facteurs qui l'influencent. Elle dépend aussi de la nature des espèces végétales. A(t) est certainement difficile à évaluer d'autant plus que les caractéristiques des racines ne sont pas nécessairement les mêmes sur toute leur surface.

Dans le cas des micro-organismes du sol A(t) est une fonction de leur nombre et de leur croissance, surtout de cette dernière dans le cas des champignons et des actinomycètes.

2. Fonction $\emptyset(t)$

Elle exprime les modalités de l'absorption par les membranes et dépend des facteurs génétiques et des facteurs du milieu. Il existe donc une fonction $\emptyset(t)$ pour un organisme vivant donné (genre, espèce, variété...), mais cette fonction est modulée par l'environnement physique et chimique. Son explication n'est pas facile car elle doit faire appel simultanément à la physiologie végétale, à la physique et à la chimie du sol.

Des exemples d'expression et de discussion de la fonction $\emptyset(t)$ peuvent être trouvés dans plusieurs ouvrages (NYE et TINKER, 1977 ; BARBER, 1984).

3. La concentration au voisinage immédiat de la membrane absorbante Cfi(t)

Le voisinage immédiat de la membrane absorbante d'un organisme vivant dans le sol est, selon le cas, une phase solide hydratée, une phase liquide ou une phase gazeuse. Le premier cas semble le plus fréquent pour les racines en raison de la présence de mucigels à travers lesquels les substances doivent diffuser (JENNY and GROSSENBACHER, 1963 ; JENNY, 1966 ; MOREL, 1985). La concentration Cfi dépend des propriétés et du fonctionnement du sol et son analyse peut être effectuée de la façon suivante.

Hormis l'absorption qui la diminue, la valeur de cette concentration est fixée par la densité du flux d'approvisionnement F(t) du voisinage immédiat de la membrane absorbante. Cette densité de flux peut formellement être décrite à partir de deux autres fonctions (voir schéma, fig. 3) :

— la concentration de la substance dans la phase fluide Cf(t) en un endroit donné du sol,

— la durée $\tau(t)$ du trajet de longueur d que les ions ou les molécules doivent parcourir entre cet endroit et le voisinage de la membrane.

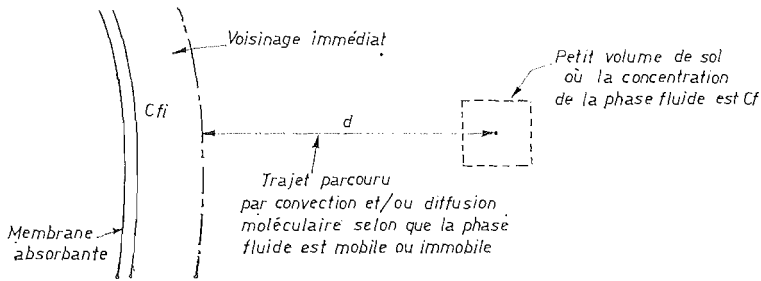


Figure 3 : Localisation des concentrations Cfi et Cf.
Localization of the concentrations Cfi and Cf.

Le flux qui arrive au voisinage de la membrane absorbante est donc une fonction de $C_f(t)$ et $\tau(t)$. On peut alors écrire que la concentration au voisinage immédiat de la membrane absorbante est une fonction de la forme :

$$C_{fi}(t) = h [C_f(t), \tau(t)] \quad (5)$$

La formulation de $F(t)$ est donnée par une équation de diffusion ou de dispersion hydrodynamique associée à une fonction puits-source (OLSEN et KEMPER, 1968 ; NYE et TINKER, 1977 ; BARBER, 1984).

a) CONCENTRATION $C_f(t)$

La valeur de la concentration d'une substance dans la phase fluide dépend de la nature de la phase et de la vitesse de passage de la substance dans cette phase.

Ainsi, les concentrations en phase gazeuse sont-elles généralement petites par rapport à celles pouvant être rencontrées en phase liquide. Cela explique que, souvent, la quantité absorbée à partir de la phase gazeuse soit petite malgré les grandes vitesses de déplacement.

La vitesse de passage caractérise la cinétique $m(t)$ du phénomène qui en est responsable. On peut commodément distinguer les phénomènes abiotiques et les phénomènes biologiques.

1) PHENOMENE ABIOTIQUE

Selon les vitesses relatives, d'une part de la mobilisation et de l'immobilisation, et d'autre part du transport, deux catégories de phénomènes doivent être distinguées. La première concerne des phénomènes pour lesquels on peut admettre l'existence d'équilibres locaux instantanés. Dans ce cas, les quantités biodisponibles dépendent seulement des caractéristiques d'équilibre (isothermes d'adsorption/désorption, diagrammes de solubilité), et on peut parler de biodisponibilité non immédiate et directe. Cette situation est par exemple, celle du potassium dit « échangeable contre l'ammonium » ou celle d'anions orthophosphates de sels très solubles.

La deuxième catégorie intéresse des phénomènes dont la vitesse doit être prise en compte par l'intermédiaire de fonctions cinétiques appropriées. Il peut s'agir de plusieurs types de substances :

- des substances dont le passage en solution est limité par la vitesse de diffusion dans la phase solide comme par exemple le potassium interfoliaire des argiles. On doit alors parler de biodisponibilité induite par diffusion moléculaire.
- des substances dont le passage en solution est limité par la vitesse d'altération chimique des minéraux intervenant dans les processus d'évolution pédologique. C'est le cas notamment du potassium des micas, du fer et de l'aluminium de divers minéraux. On parlera ici de biodisponibilité induite par altération.
- de substances peu ou pas retenues par la phase solide du sol et susceptibles d'être facilement entraînées en profondeur (anions NO_3^- , Cl^-), ce qui nécessite l'intro-

duction d'une fonction cinétique liée au transport. Dans ce cas, le régime hydrodynamique et la vitesse de déplacement de la phase liquide ont une influence sur la valeur de $C_f(t)$.

2) PHENOMENES BIOLOGIQUES

Ce sont des phénomènes d'altération biologique irréversibles comme les altérations minérales. Ils interviennent de deux manières :

— soit par la production de composés organiques à action dissolvante et/ou complexante. Il s'agit de la bio-altération des minéraux par les champignons, les bactéries et les racines ; le rôle des mycorhizes dans la nutrition minérale des plantes relève de ces phénomènes.

— soit par l'action de systèmes enzymatiques exocellulaires (ex. : biodégradation de macro-molécules organiques) ;

— soit par l'action de systèmes enzymatiques endo-cellulaires (ex. : nitrification).

Dans ces différents cas, on peut parler de biodisponibilité induite par voie biochimique. Il leur correspond des cinétiques différentes qui devront être prises en considération dans les études sur le déterminisme et l'évaluation des quantités absorbées. Par exemple, l'évaluation de la quantité de nitrates pouvant être absorbés par un couvert végétal ne peut se faire sans connaître les cinétiques de minéralisation de la matière organique et de nitrification pour la situation étudiée.

b) LA FONCTION $\tau(t)$

La durée d'un trajet se définit par le rapport :
$$\frac{\text{distance à parcourir}}{\text{vitesse de déplacement}}$$

1) DISTANCE A PARCOURIR : Elle dépend de la localisation spatiale de la membrane où l'absorption a lieu. Deux exemples particulièrement intéressants peuvent être cités pour préciser cette notion ; l'un correspond à la microflore, l'autre au système racinaire.

Premier exemple : considérons une bactérie située dans un pore en communication avec un micropore dans lequel elle ne peut pas pénétrer. Les ions et les molécules situés dans la phase liquide du micropore doivent diffuser jusqu'à son extrémité pour être absorbés par la bactérie. Ici, la distance moyenne de parcours dépend de l'importance de la microporosité inaccessible aux micro-organismes.

Deuxième exemple : le système racinaire d'une plante est constitué de racines qui présentent une certaine distribution spatiale. La distance moyenne que des ions ou des molécules doivent parcourir pour atteindre les parois des racines dépend de la géométrie du système racinaire et notamment de la longueur de racines par unité de volume de sol. Cette distance est donc une fonction du type de plante, de la croissance et du développement des racines ainsi que de tous les facteurs qui les influencent.

2) VITESSE DE DEPLACEMENT : elle dépend tout d'abord de la nature du phénomène de transport et de la phase fluide concernée.

— phase gazeuse : dans le sol, le transport en phase gazeuse est principalement dû à la diffusion moléculaire. Les vitesses de déplacement sont généralement plus élevées (100 à 1 000 fois) que dans la phase liquide.

— Phase liquide : le transport peut avoir lieu par diffusion moléculaire ou par convection. C'est pour ce dernier phénomène que la vitesse de déplacement est la plus grande.

Dans tous les cas, deux facteurs ont une très grande influence sur la durée du trajet : ce sont la structure du milieu (par la géométrie de l'espace poral) et la teneur en eau.

Pour une substance donnée, le flux d'approvisionnement du voisinage de la membrane absorbante est donc une fonction complexe dépendant de plusieurs facteurs qui peuvent mutuellement s'influencer.

III - ANALYSE PARTIELLE DE QUELQUES EXEMPLES

L'absorption d'une substance par le système racinaire d'une plante est un processus de première importance pour l'agronome. Il est donc intéressant de l'examiner et d'en discuter certains aspects à la lumière des considérations précédentes.

La quantité de substance prélevée instantanément peut s'exprimer à partir de (2), (4) et (5) :

$$qa(t) = f[g[h[Cf(t), \tau(t)], \emptyset(t)], A(t)] \quad (6)$$

Par souci de simplification et pour ne pas entrer dans des développements qui ne concernent plus seulement la Science du Sol, la discussion sera limitée au terme $Cf_i(t)$ représentant la concentration au voisinage immédiat des racines. Il est toutefois important de noter que toutes les fonctions impliquées dans $qa(t)$ dépendent de la croissance et du développement du système racinaire.

A) Nutrition minérale des plantes

Seule la phase liquide du sol est concernée. Sa concentration en une substance minérale nutritive est fixée par la cinétique des phénomènes de passage à l'état biodisponible (passage en solution). Le tableau II rappelle les phénomènes impliqués pour K^+ , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, NH_4^+ et NO_3^- .

Tableau II : Phénomènes déterminant la biodisponibilité non immédiate des éléments fertilisants majeurs.

Phenomena which cause the major fertilizer elements to be non-immediatly bioavailable.

	Biodisponibilité directe	Biodisponibilité induite
K^+	Adsorption/Désorption	Altération des minéraux
HPO_4^{2-} $H_2PO_4^-$	Adsorption/Désorption Précipitation/Dissolution	Altération des minéraux Minéralisation de la matière organique
NH_4^+	Adsorption/Désorption	Minéralisation de la matière organique
NO_3^-		Nitrification

Le flux en phase liquide dépend à la fois de la concentration Cf et de la vitesse de déplacement correspondant au phénomène de transport mis en jeu. C'est avec la convection que la vitesse est la plus grande, mais ce n'est pas nécessairement vrai pour le flux. En effet, les ions potassium et orthophosphates sont à des concentrations très petites dans la plus grande partie de la solution du sol du fait des phénomènes d'immobilisation de sorte que les ions qui se déplacent sont principalement près des surfaces solides. Dans ces conditions, le transport dominant a lieu par diffusion moléculaire et ne peut concerner que des distances très petites. En

revanche, les ions nitrates, n'étant pas retenus, sont surtout transportés par convection jusqu'au voisinage des membranes absorbantes.

Quelle que soit la nature du phénomène de transport, le flux est une fonction croissante de la teneur en eau. En particulier, quand des racines se trouvent dans des espaces ne contenant pas de phase liquide continue, le transfert d'ions vers leur voisinage est difficile, voire impossible.

La distance sur laquelle le déplacement doit avoir lieu doit aussi être prise en considération. Ce qui vient d'être dit à propos des flux montre que sa valeur peut avoir une plus grande importance pour les ions principalement transportés par diffusion moléculaire puisqu'elle ne peut concerner que les petites distances.

Cette discussion montre que le développement et la croissance du système racinaire jouent un rôle important par leurs conséquences sur la distance de transfert des substances nutritives qui s'ajoutent à celles sur la valeur de l'aire totale d'absorption. Elle permet également de souligner le rôle de la structure du sol et donc de tous ses déterminants.

B) Alimentation hydrique des plantes

La relation entre la biodisponibilité de l'eau et sa rétention dans le sol a été discutée et la quantité d'eau qui peut être absorbée en dépend. D'autres facteurs interviennent également :

— la distance sur laquelle le transport doit se faire ; plus elle est petite, plus la quantité d'eau absorbée par la plante par unité de temps pourra être grande, toutes choses égales par ailleurs. Comme pour la nutrition minérale, la croissance et le développement des racines sont déterminants.

— l'état de l'eau transportée est aussi important. En effet, la vapeur d'eau peut être assez rapidement transportée par diffusion moléculaire, mais il lui correspond un flux assez petit car la concentration en eau de l'air du sol est elle aussi petite. Il en résulte que le prélèvement d'eau par un système racinaire dans le sol est fixé par le transport de l'eau liquide. Dans ces conditions, des racines positionnées dans des espaces sans phase liquide continue n'absorbent pas une grande quantité d'eau. On perçoit ici l'influence que peuvent avoir les modalités d'implantation du système racinaire en relation avec la structure du sol (TARDIEU, 1988). Par ailleurs, tous les facteurs ayant une influence sur la conductivité hydraulique du sol ont aussi nécessairement une influence sur la quantité d'eau absorbée.

C) Absorption des produits phytopharmaceutiques dans le sol

La biodisponibilité des produits phytopharmaceutiques est essentiellement une biodisponibilité directe déterminée par des phénomènes physico-chimiques comme nous l'avons déjà dit. Il est utile de souligner l'importance relative des phases gazeuses et liquides, variables selon la tension de vapeur des substances considérées. Pour certains, une grande partie de l'absorption a lieu à partir de la phase gazeuse (cas des fumigants), pour d'autres au contraire, elle a lieu à partir de la phase liquide. Pour ces dernières, les phénomènes d'adsorption/désorption sont très souvent déterminants ce qui limite beaucoup leur déplacement par convection. Les quantités absorbées dépendent alors des mêmes facteurs que ceux analysés pour les substances nutritives avec toutefois une différence quand il s'agit de produits absorbés par de jeunes plantes (herbicides en particulier). Dans ce cas, la croissance et le développement du système racinaire ne jouent probablement pas un rôle aussi important. En revanche, les propriétés des produits et leurs modalités d'application, sont probablement très déterminantes puisqu'elles fixent en grande partie leur distribution dans le sol.

IV - REFLEXIONS SUR L'EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE

Une quantité totale prélevée n'a de sens que pour une substance, un organisme vivant et un milieu pédoclimatique donnés (les caractéristiques instantanées du sol dépendant de l'histoire des interventions culturales). Dans des conditions où toutes les fonctions liées à l'organisme vivant sont à leur optimum, la quantité prélevée est fixée par le flux de substance dans le sol. Cette quantité correspondant à une situation agro-pédo-climatique donnée peut être définie comme la quantité biodisponible potentielle pour cette situation (QBP). Comme on a considéré que le fonctionnement de l'organisme vivant est à son optimum, la quantité réellement absorbée est en fait généralement inférieure à la quantité biodisponible potentielle.

L'analyse qui vient d'être faite offre un cadre général pour l'étude des divers facteurs intervenant sur la biodisponibilité d'une substance dans le sol. En outre, elle peut servir de guide dans l'élaboration d'une démarche conduisant à une évaluation des quantités biodisponibles. C'est en effet, cette évaluation qui présente un intérêt pour l'agronome tout particulièrement. Elle est utile, par exemple, pour :

- apprécier la capacité d'une terre à assurer les besoins en tel ou tel élément et en déduire les fumures nécessaires ;
- prévoir les quantités de substances toxiques (métaux traces) susceptibles d'être absorbées par les plantes ;
- prévoir l'effet biocide d'un produit sur un organisme vivant.

Cette évaluation est probablement un des problèmes agronomiques les plus difficiles à résoudre. Limitant l'analyse à l'absorption racinaire des plantes, nous rappellerons tout d'abord ce qui est fait aujourd'hui pour évaluer des quantités biodisponibles, puis nous ferons quelques propositions pour essayer de faire progresser la solution du problème posé.

A) Démarche implicite des procédures d'évaluation actuellement utilisées

Depuis de nombreuses années, les agronomes se basent sur les résultats de certaines analyses chimiques des terres pour évaluer l'aptitude d'un sol à couvrir les besoins des cultures. En utilisant l'expression (6) et en remplaçant Cf(t) par Cl(t) puisqu'on ne s'intéresse maintenant qu'à la phase liquide, l'intégrale (3) s'écrit :

$$Q_a = \int_{t_{\text{initial}}}^{t_{\text{final}}} f[g[h [Cl(t), \tau(t)], \emptyset(t)], A(t)] dt$$

Or la concentration dans la phase liquide Cl dépend des cinétiques des phénomènes (abiotiques ou biologiques) de passage en solution, sauf en cas d'apport extérieur de la substance considérée. Il en résulte que la fonction Cl(t) peut être formellement remplacée par une autre fonction exprimant ces cinétiques, soit m(t). Par ailleurs, si on admet :

- que les fonctions correspondant au végétal $\emptyset(t)$ et A(t) peuvent être remplacées par un coefficient K_{veg} ,
- que la fonction correspondant à la durée du trajet $\tau(t)$ peut elle aussi être remplacée par un coefficient K_{struc} représentant dans une certaine mesure les effets liés à la structure du sol,

l'écriture de la quantité totale absorbée est :

$$Q_a = K_{veg} \cdot K_{struc} \int_{t_{initial}}^{t_{final}} m(t) dt = K_{veg} \cdot K_{struc} \int_{t_{initial}}^{t_{final}} \sum m_j(t) dt$$

où les fonctions m_j représentent les cinétiques des différents phénomènes à l'origine du passage du soluté.

Cette démarche suppose donc tout d'abord que les fonctions liées au transport et à l'organisme vivant peuvent se traduire par des coefficients constants. De tels coefficients sont fréquemment utilisés et sont appelés coefficients modulateurs.

Elle suppose ensuite que la valeur de l'intégrale

$$Q = \int_{t_{initial}}^{t_{final}} \sum m_i(t) dt$$

représentant la quantité de substance libérée dans la solution du sol pendant la période ($t_{final} - t_{initial}$) peut être évaluée par la quantité de substances extraites par un réactif approprié :

- $CH_3 COONH_4$ pour K^+ ,
- Acide citrique à 2 %, oxalate d'ammonium N, $H_2 CO_3$ pour les ions orthophosphates,

- Agents complexants pour les cations métalliques traces,
- Solvants organiques divers pour les molécules phytosanitaires.

Il apparaît que les quantités ainsi déterminées ne peuvent pas généralement constituer une évaluation des quantités biodisponibles potentielles, bien qu'elles soient reliées. Elles ont malgré tout pu être utilisées et le sont encore car elles sont référencées par rapport à des comportements de plein champ. C'est une attitude pragmatique utile sans aucun doute, mais il serait erroné de la considérer comme suffisante.

B) Proposition d'une démarche

Que peut-on proposer au regard de cette constatation ? Sans prétendre exposer la solution unique, une démarche basée sur des données cinétiques peut être suggérée.

Il est possible de procéder de deux façons :

1) Par l'utilisation des organismes vivants concernés. Par exemple, pour une plante cultivée, la placer dans les conditions optimales et déterminer la quantité totale prélevée pendant une période d'une durée donnée. Conformément aux discussions précédentes, la grandeur obtenue n'a pas de caractère général mais est contingente de la nature au végétal, du climat et des techniques culturales. C'est pourtant la seule manière de déterminer la quantité biodisponible potentielle d'une substance. Cette démarche a été et est couramment utilisée par les agronomes.

2) Par la mise en œuvre de procédures permettant d'évaluer la quantité maximum de substances pouvant passer en solution dans des conditions définies par la nature du sol, le volume du sol concerné, la composition et les déplacements de la phase liquide, (influence du climat sur le transport), et la durée envisagée. Cette quantité maximum rapportée à l'unité de temps pourrait être considérée comme une limite supérieure du flux d'alimentation du voisinage de l'organisme concerné (voisinage des racines pour un couvert végétal par exemple).

Prenons quelques exemples pour illustrer cette démarche. Considérons un sol dont la profondeur accessible aux racines est z.

— POTASSIUM

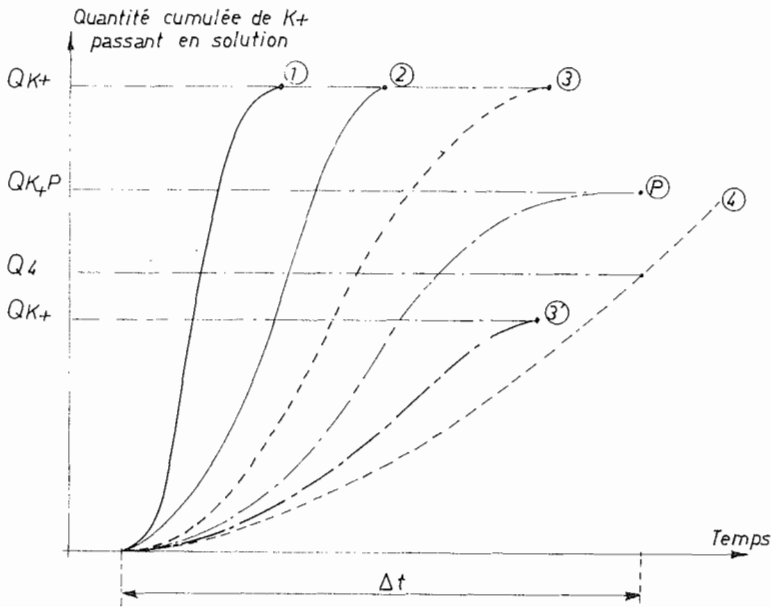


Figure 4 : Représentation schématique des cinétiques de passage dans la solution du sol de K^+ ($m_j(t)$) avec divers sols (courbes 1, 2, 3, 4 et 3') et de la cinétique de prélèvement par une culture (courbe P).

Schematic representation of the kinetic curves describing the passage of K^+ in the soil solution ($m_j(t)$) with various soils (surves 1, 2, 3, and 3') and the absorption of K^+ by plants (curve P).

Supposons que l'on ait trois sols pouvant libérer la même quantité de potassium Q_{K^+} pendant la durée Δt de mesure et ayant reçu la même quantité d'un engrais potassique. Cette quantité Q_{K^+} est la quantité maximum définie précédemment. Les courbes tracées sur le graphique correspondent à quatre situations différentes :

Courbe 1 : dans ce sol, tout le potassium pouvant passer en solution est sous forme facilement échangeable. Il peut rapidement être libéré.

Courbes 2 et 3 : dans ces deux sols, une partie plus grande de potassium est sous forme difficilement échangeable ($3 > 2$) et est libéré plus lentement.

Dans ces trois cas, la quantité de potassium passant en solution est toujours supérieure ou égale à la quantité prélevée par la culture (courbe P). Cette dernière quantité représente les besoins de la culture mais si les conditions de végétation sont optimales, elle représente aussi la quantité biodisponible potentielle.

Courbe 4 : le sol 4 est un sol où le potassium serait lentement libéré et qui ne pourrait pas complètement assurer les besoins de la culture.

La courbe 3', quant à elle, représente la situation d'un sol possédant les mêmes caractéristiques que le sol 3 mais moins profond.

— NITRATES

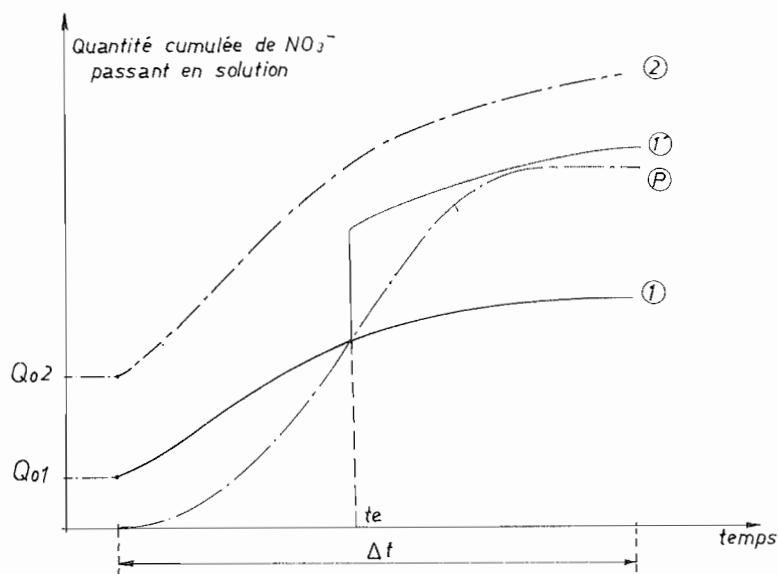


Figure 5 : Représentation schématique des cinétiques ($m_j(t)$) de minéralisation-nitrification pour deux sols (courbes 1 et 2), pour le sol n° 1 additionné d'un engrais à la date t_e et la cinétique de prélèvement par une culture (courbe P). Q_{o1} et Q_{o2} pourraient représenter des quantités de nitrates contenues dans le sol à la fin de l'hiver.

Schematic representation of kinetic curves of mineralization-nitrification for two soils (curves 1 and 2), for the soil n° 1 fertilized at t_e (curve 1') and the absorption of nitrate by plants (curve P). Q_{o1} and Q_{o2} could represent the amount of nitrates at the end of winter.

Ici, les fonctions $m_j(t)$ sont des cinétiques de minéralisation-nitrification.

Courbe 1 : sol avec une production de nitrates insuffisante pour assurer les besoins de la culture représentés par la courbe de prélèvement P. La courbe 1' correspond à une situation où un apport d'engrais a été effectué à la date t_e .

Courbe 2 : la production de nitrates dans le sol est très importante et dépasse largement les besoins de la culture, faisant ainsi apparaître un risque potentiel de pollution. Un apport d'engrais aggraverait la situation.

Dans les deux exemples exposés, seule la quantité de substance libérée est envisagée. Pour mieux approcher le flux d'approvisionnement, il faudrait tenir compte des quantités sortant du volume de sol défini par la profondeur z_r , surtout pour des substances peu retenues comme les nitrates.

— ACTION D'UN HERBICIDE ABSORBE PAR LES RACINES

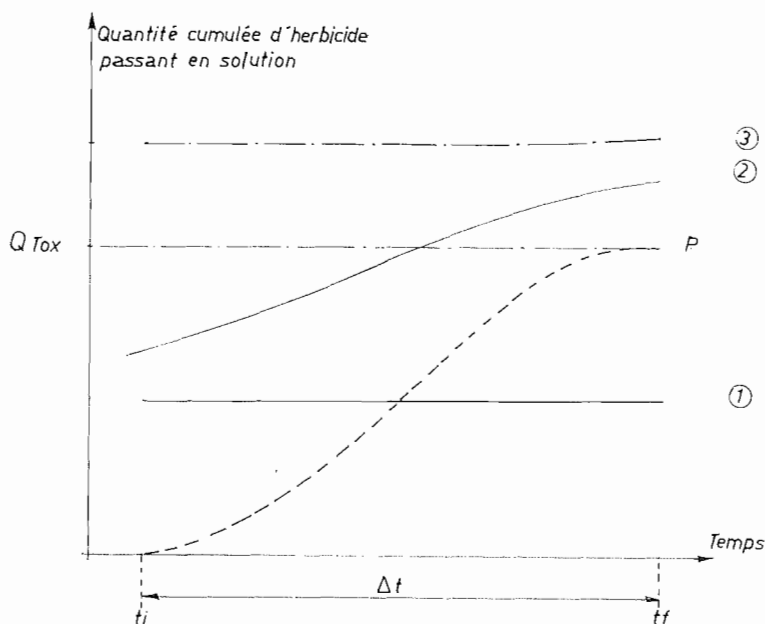


Figure 6 : Représentation schématique des cinétiques de passage d'un herbicide dans la solution du sol (courbes 1, 2, 3) et de prélèvement par les mauvaises herbes (courbe P). Q_{tox} est la quantité d'herbicide qui doit être absorbée pour que les mauvaises herbes soient détruites.

Schematic representation of the kinetic curves of the passage of an herbicide in the soil solution (curves 1, 2, 3) and the absorption by weeds (curve P). Weeds are killed when the absorbed amount is Q_{tox} .

La biodisponibilité doit s'évaluer pendant une période représentant la durée maximum pendant laquelle les mauvaises herbes peuvent être gênantes.

Courbe 1 : l'herbicide est trop retenu, une partie l'étant sous forme irréversible. Le traitement n'a pas d'effet.

Courbe 2 : l'herbicide est libéré avec une cinétique qui permet l'absorption d'une quantité suffisante. Le traitement est efficace.

Courbe 3 : l'herbicide n'est pas retenu. Le traitement est efficace s'il n'y a pas d'entraînement en profondeur.

Une analyse plus complète devrait évidemment tenir compte des phénomènes de dégradation.

— PRELEVEMENT D'UN ELEMENT TRACE TOXIQUE PAR UNE CULTURE

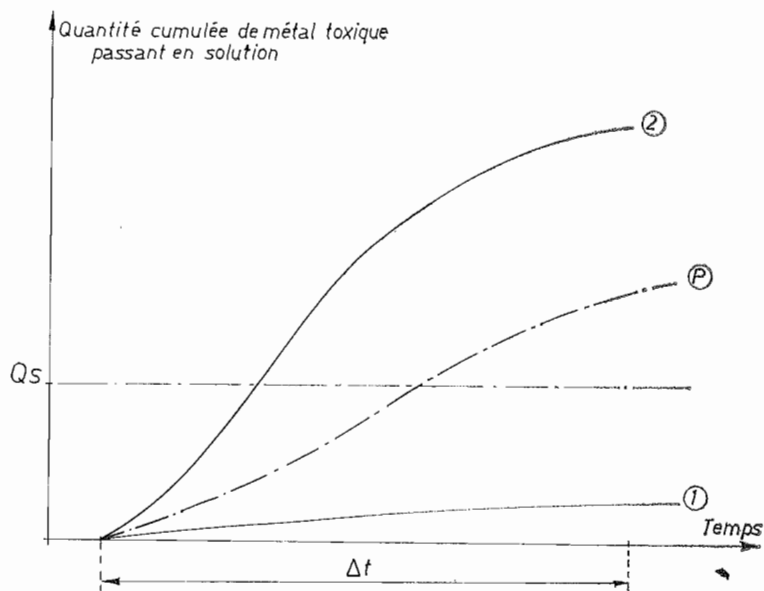


Figure 7 : Représentation schématique des cinétiques de passage d'un métal toxique dans la solution du sol pour deux sols (courbes 1, 2) et de prélèvement (courbe P). Q_s est la quantité absorbée maximum admissible.

Schematic representation of kinetic curves of the passage in the soil solution of a toxic metal for two soils (curves 1, 2) and the absorption by the plants (curve P). Q_s is the maximum admissible absorbed amount.

Courbe 1 : l'élément trace est libéré très lentement et le risque de pollution du végétal est inexistant.

Courbe 2 : dans ce sol, les conditions physico-chimiques sont telles que la quantité prélevée dépasse le seuil admissible Q_s , d'où une pollution possible du végétal.

Ces exemples montrent que la connaissance des cinétiques de passage en solution des substances qui intéressent l'agronome permettent d'envisager la biodisponibilité des éléments d'une façon qui peut être très utile. La question est maintenant de savoir comment établir ces cinétiques. Il est évidemment impensable de les déterminer dans toutes les situations possibles. En revanche, on peut imaginer qu'elles le soient pour des situations modélisées quant à la nature du sol et de la phase liquide (composition, mouvement). Ces situations serviraient alors de référence pour repérer des situations réelles. Cela n'exclut pas, bien au contraire, le positionnement par rapport à des grandeurs déjà classiquement déterminées.

CONCLUSION

Le but de cette analyse n'était pas d'apporter des connaissances nouvelles, pas plus que de présenter une mise au point bibliographique, mais de proposer une discussion du concept de biodisponibilité.

C'est ainsi qu'il apparaît souhaitable de distinguer les aspects qualitatifs des aspects quantitatifs de la biodisponibilité. Il est ainsi possible de situer le rôle des caractéristiques thermodynamiques et cinétiques des phénomènes de passage en solution. L'analyse qui a été faite permet de définir la notion de quantité biodisponible en prenant comme base la caractérisation cinétique globale du système sol/organisme vivant.

L'intérêt de cette discussion est triple :

— elle permet de définir un cadre général permettant d'étudier la biodisponibilité dans le sol de n'importe quelle substance à l'égard d'un organisme vivant quelconque.

— elle permet de situer la démarche actuellement suivie pour évaluer les capacités d'un sol à assurer les besoins des plantes et de mettre en évidence la nature des approximations.

— elle conduit à proposer les bases générales d'une autre démarche dont les applications concernent tous les processus faisant intervenir à un moment donné l'absorption d'une substance par un organisme vivant.

Reçu pour publication : Mai 1988

Accepté pour publication : Septembre 1988

ANALYSIS OF THE CONCEPT OF BIOAVAILABILITY OF A SUBSTANCE IN THE SOIL.

The present publication proposes an analysis of the concept of bioavailability based on qualitative and quantitative aspects. The qualitative aspects is discussed considering the various phenomena which control the passage of substances in the fluid phases of the soil (table I)). Examples are taken with water, ions and neutral molecules. The quantitative aspect gives rise to a detail discussion on the basis of the factors which influence the total amount absorbed. This quantity is considered as a spatio-temporal integral of the absorbed flux density (figure 1 and 2). It is only meaningful for a given substance-living organism-medium system. Three examples are given for plants : mineral nutrition (table II), water absorption and absorption of pesticides. The estimation of the bioavailability is discussed in the last part of the publication. First, hypothesis implied by the procedure generally followed for this estimation are situated as regard to the analysis given above. Secondly, a possible way to perform this estimation is proposed on the basis of kinetic characteristics of phenomena which cause the substances to pass in the fluid phase. It is illustrated with four examples : potassium (figure 4), nitrate (figure 5), herbicide (figure 6) and heavy metal (figure 7).

BIBLIOGRAPHIE

- BARBER S.A., 1984. — Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. Wiley Interscience Publication. John Wiley et sons.
- BLANCHET R., BOSC M., MAERTENS C., PUECH J., 1974. — Influence des différents régimes hydriques sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les cultures. II : Influence de l'humidité du sol et des flux hydriques sur l'absorption des minéraux par les racines. An. Agron., 25(5), 681-696.

- CALLOT G., CHAMAYOU H., MAERTENS C., SALSAC L., 1982. — Les interactions sol-racines. Publications de l'I.N.R.A.
- DEMOLON A., 1956. — Principes d'Agronomie, Tome II. Croissance des végétaux cultivés, Dunod.
- DOMMERGUES Y., MANGENOT F., 1970. — Ecologie microbienne du sol, Masson.
- JENNY H., GROSSENBACHER K., 1963. — Root-soil boundary zones as seen in the electron microscope. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 27, 273-277.
- JENNY H., 1966. — Pathways of ions from soil into root according to diffusion models. *Plant and Soil*, 25(2), 265-289.
- JUSTE C., 1988. — Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du Sol*, 26(2), 103-113.
- KRAMER P.J., 1983. — Water relation of plants, Academic Press.
- LUBET E., JUSTE C., 1985. — Cinétique de la production de matière sèche et de prélèvement d'éléments nutritifs par une culture irriguée de maïs à haute potentialité de rendement. *Agronomie*, 5(3), 239-251.
- MAERTENS C., BLANCHET R., PUECH J., 1974. — Influence des différents régimes hydriques sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les cultures. I : Régimes hydriques, systèmes racinaires et modalités d'alimentation en eau. *An. Agron.*, 25(4), 575-586.
- MOREL J.L., 1985. — Contribution à l'étude des transferts des métaux lourds dans le système sol-plante : le rôle des mucilages racinaires. Thèse I.N.P.L., Nancy.
- OLSEN S.R., KEMPER W.D., 1968. — Movement of nutrients to plant roots. *Adv. Agron.*, 20, 91-151.
- NYE P.H., TINKER P.B., 1977. — Solute movement in the soil root system. *Studies in Ecology*, vol. 4, University of California Press.
- PARR J.F., GARDNER W.R., ELLIOT L.F., 1985. — Water potential relations in soil microbiology. *Soil Science Society, Special publication*, n° 9.
- RUSSEL E.W., 1973. — Soil condition and plant growth. Tenth edition, Longman.
- STUMM W., MORGAN J.J., 1981. — Aquatic chemistry. John Wiley et sons.
- TARDIEU F., 1988. — Consequences de la disposition spatiale des racines au champ sur les transferts d'eau sol-plante. In *Etudes sur les transferts d'eau dans le système sol-plante-atmosphère*. Ed. CALVET A., I.N.R.A., France.