

Les modifications au champ des potentialites nitrificatrices d'un sol rouge mediterraneen apres deforestation

Field variations of nitrification potentialities in the red mediteranean soil after clearcutting

MERZOUKI, A.; ED-DERFOUFI, F.; BELAKBIR, A.; RAPP, M. * et MOLERO-MESA, J. Departamento de Botánica, Facultad de Farmacia, Universidad de Granada. 18071 Granada, España.

* CEFE/CNRS route de Mende, B. P. 5051, 34033 Montpellier, France.

RESUMEN

El seguimiento en el campo de la nitrificación tras la deforestación de un Encinar (*Quercus ilex L.*) en la región mediterránea, muestra una estimulación de los procesos de mineralización de la materia orgánica del suelo.

Se comprueba que la producción de la nitrificación está correlacionada significativamente con la disponibilidad de nitratos en el suelo, por el contrario, la presencia de amonio no influye sobre este proceso.

Palabras clave: Nitrificación, Encinar, Amonio, Deforestación.

ABSTRACT

A field experiment of nitrification potentiality in a clercut holm Aoak coppice (*Quercus ilex L.*) stand in a mediteranean zone relate the stimulation of soil organic matter mineralization.

Nitrification production is significantly correlated with the nitrate available in soil, otherwise the ammonium available dont influence this production.

Key words: Nitrification, Holm Oak, Ammonium, Clearcut.

Recibido: 21-9-1994.

Aceptado: 24-10-1994.

BIBLID [0004-2927(1994) 35:3; 447-455]

INTRODUCTION

Le processus de nitrification, stade ultime de la minéralisation de l'azote, peut être utilisé comme indicateur pour estimer l'impact de certaines perturbations

sur l'activité biologique des sols forestiers. L'anion nitrate est en effet à l'intersection de plusieurs compartiments de l'écosystème forestier. Il peut être absorbé par la végétation, réorganisé ou dénitrifié par la microflore (11, 1, 22, 24, 15, 8), ou encore lessivé par les eaux de pluie et de drainage. L'importance de la nitrification dans le cycle global de l'azote a également fait récemment l'objet de plusieurs synthèses (20, 2, 16).

Les différentes perturbations: feu, déboisement, défoliation, susceptibles de se produire en milieu forestier affectent directement la structure, la dynamique et le fonctionnement des écosystèmes naturels (26). L'impact sur le sol se situe lui essentiellement au niveau de la matière organique et de la dynamique des nutriments (3, 4, 13,17) avec une focalisation toute particulière sur l'azote.

Les potentialités nitrificatrices dépendent des conditions pédoclimatiques, des caractéristiques physico-chimiques du sol, de sa matière organique et de sa microflore, ainsi que de la disponibilité en azote minéral du sol.

Lors de l'exportation de matériel végétal, au moment d'une coupe, ou sous influence d'un incendie, ces conditions changent. On a ainsi observé une réduction du compartiment microbien, une diminution du stock de matière organique du sol et une stimulation de la minéralisation de l'azote (14, 13). Ces auteurs indiquent que l'accumulation de nitrate est élevée dans le site en voie de reconstitution après une coupe à blanc (rejets de souches de 1 à 2 ans d'âge) par rapport à un site forestier resté intact de 42 ans d'âge.

La végétation climacique bloquerait la nitrification par sécrétion de tanins, en effet depuis les premières hypothèses de Rice et Panchohy (18) basées sur la théorie de l'allélopathie

10), alors que d'autres (9, 19) rejettent la théorie de l'inhibition. Les nitrates seraient plutôt absorbés par la végétation et il n'existerait pas de relation directe entre les successions des stades de la végétation et la nitrification. Les successions primaires et secondaires sont considérées comme des perturbations et la réponse des écosystèmes dépend essentiellement de leurs propres caractéristiques (23).

L'objectif de ce travail est d'estimer l'effet de l'exportation de la végétation d'un peuplement méditerranéen sempervirent sur les potentialités nitrificatrices de son sol.

MATERIEL ET METHODES

1. Le site d'étude

La station étudiée fait partie de la forêt domaniale de Puéchabon, située à 25km au nord-ouest de Montpellier, à une altitude de 300m (latitude 43°44'30" N, longitude 3°35'50" E) et qui couvre une surface de 2000 ha.

Agée de 40 ans au moment de la coupe, la forêt est constituée essentiellement de chênes vert (*Quercus ilex L.*) de 3 à 5m de hauteur. Ce peuplement peut être considéré comme représentatif des taillis de chêne vert de la région méditerranéenne française (6).

Le climat est de type méditerranéen sub-humide, avec une pluviosité moyenne de 1000mm, mais très variable d'une année sur l'autre (1078mm en 1984, 537mm en 1985). La température moyenne mensuelle est de 2°C en janvier et de 23°C en juillet.

Le sol est de type fersiallitique à réserve calcique sur roche mère calcaire dure du jurassique. Il a une profondeur variable et existe le plus souvent sous forme de poches dans les fissures du karst. Les caractéristiques physiques et chimiques du sol ont été décrites par Merzouki (12). L'abondance des cailloux représente entre 50 à 80% du volume du profil. L'horizon organique ne dépasse pas 5cm. La teneur en carbone total est de 5.2% sous forêt et de 3.6% dans le site déboisé. Celle en azote total est respectivement de 0.33 et de 0.24% dans les deux situations.

Dans le cadre d'une étude des conséquences du déboisement sur le fonctionnement de ces taillis et sur leur reconstitution, la totalité des arbres d'une aire de 2500 m² a été coupée entre 5 et 10cm au-dessus du sol, débitée sur place puis évacuée.

2. Minéralisation de l'azote

Dans les deux parcelles (témoin et zone coupée), 6 échantillons de sol sont prélevés dans l'horizon supérieur entre 0 et 15 cm, débarassés de la litière, des racines et des cailloux par tamisage à 4mm. après homogénéisation, le sol est réparti en deux lots: l'un sert pour les incubations sur le terrain, l'autre est transporté au laboratoire pour déterminer les teneurs résiduelles en ammonium (NH₄⁺) et en nitrates (NO₃⁻).

3. Incubation et dosage

Sur le terrain le sol ainsi traité est réparti dans les enceintes de 850 cm³ de volume, perforées latéralement et à la base. Six répétitions sont disposées dans l'horizon correspondant aux prélèvements (0 à 15 cm) pendant 30 jours. le sol est ainsi incubé dans des conditions de température et d'humidité proches de celles du milieu naturel, tout en empêchant le lessivage de l'azote minéral. Par contre, les prélèvements effectués par la végétation par l'intermédiaire des racines sont supprimés du fait des conditions expérimentales.

L'azote minéral du sol est extrait à l'aide d'une solution de sulfate de

potassium (K_2SO_4) normale (1N), le rapport extractant/sol étant de 5/1. Le mélange est agité pendant une heure, centrifugé à 4000 tours/minute durant 15 minutes, puis filtré.

Pour le dosage de (NH_4^+), on ajoute 2% d'acide sulfurique concentré (H_2SO_4 , 36 N) à l'extrait.

Pour le dosage des nitrates (NO_3^-), l'extrait est récupéré dans une solution de sulfate de cuivre ($CuSO_4$), acidifiée à raison de 10%.

L'ammonium et le nitrate sont déterminés colorimétriquement.

RESULTATS

La nitrification potentielle est définie comme la nitrification nette après un mois d'incubation au champ. Elle équivaut aux teneurs accumulées après 30 jours d'incubation au champ, moins les teneurs initiales ou résiduelles avant l'incubation soit: $N-NO_3^- t_{30} - N-NO_3^- t_0$.

Cette nitrification a été suivie de mars 1984 jusqu'en février 1986, la coupe à blanc ayant eu lieu en février 1984.

Les résultats analysés dans le présent travail correspondent au cycle annuel complet de l'année 1985.

1.—Les teneurs actuelles ou résiduelles en nitrate sont généralement plus faibles que les teneurs en ammonium, aussi bien sous forêt que dans la zone déboisée. Le rapport $N-NO_3^- / N-min$ n'atteint jamais 50%. Il se situe respectivement entre 4.1 et 47.4% sous forêt et entre 4.8 et 46.8% dans la coupe (tab. 1).

2.—L'incubation au champ présente une augmentation systématique de l'accumulation du nitrate dans les deux sites (tab. 1). Le rapport $N-NO_3^- / N-min$ après un mois d'incubation varie de 6.77 à 67.07% sous forêt et de 11.76 à 92.68% dans la coupe.

3.—La production du nitrate ou nitrification nette est systématiquement plus élevée dans le sol de la zone déboisée, exception faite de la valeur du mois d'avril, elle varie de 0.23 à 9.83 ppm sous forêt et de 3.55 à 19.56 ppm dans la parcelle déboisée (tab. 1).

4.—Le rapport $N-NO_3^- / N-min$, qui correspond au taux de nitrification, varie de 1.6 à 100% dans le site témoin et de 20.3 à 100% dans la zone coupée.

5.—La vitesse de nitrification $d N-NO_3^- / dt$ durant un mois d'incubation au champ varie de $0.7.10^{-2}$ à $32.7.10^{-2}$ sous forêt et de $11.7.10^{-2}$ à $65.2.10^{-2}$ dans le site déboisé (tab. 1).

DISCUSSIONS ET CONCLUSIONS

Dans le sol d'un écosystème forestier existe un équilibre entre les processus de minéralisation-réorganisation d'une part, et entre les entrées et les sorties des nutriments d'autre part. L'exportation à l'extérieur de l'écosystème de la strate arborée (Chêne vert) rompt cet équilibre par arrêt de l'approvisionnement du sol en matière organique fraîche. L'apport de litière aérienne de ce peuplement sempevirent était de l'ordre de 4.6 Mg/ha/an. D'autre part, de profondes modifications du pédoclimat sont enregistrées. Il s'agit de l'augmentation des écarts entre températures maximales et minimales, la végétation constituerait un tampon. L'action de la pluviosité sur le sol est directe et on assiste à l'augmentation des cycles de dessiccation-réhumectation du sol.

Ces modifications induites par le déboisement agissent ou directement ou indirectement sur la microflore du sol. Le compartiment biomasse microbienne est réduit d'environ un tiers (30%) (14), activation des processus de minéralisation, augmentation du dégagement du CO₂ (13), et diminution du C/N.

En effet si le rapport C/N du sol est bas, la minéralisation est favorisée au détriment de la réorganisation et la présence d'ammonium favorise uniquement la nitrification (9, 20). Un amendement en ammonium entraînerait une activation des nitrificateurs (25).

Dans le site déboisé, l'accumulation de l'ammonium est nettement supérieure par rapport à celle du site forestier, l'absorption racinaire étant temporairement arrêtée, en plus l'ammonium est difficilement lessivé.

L'excès de l'accumulation de l'ammonium au champ pourrait expliquer la stimulation de la nitrification. La recherche de corrélation entre l'excès de la production de nitrates après un mois d'incubation au champ dans le site déboisé et l'excès de l'ammonium résiduel montre qu'il n'existe pas de relation significative. Le coefficient de corrélation étant $r^2 = 0.33$.

Vitousek *et al.* (24) concluent lors des observations menées dans 17 sites forestiers que le niveau bas de la nitrification est surtout dû à la réduction de la population des nitrificateurs, qui dépend de la compétition avec les racines, les mycorrhizes, des autres microorganismes hétérotrophes et à l'inhibition de la nitrification par les composés sécrétés par la végétation. Les nitrificateurs seraient de faibles compétiteurs pour l'ammonium (7). L'apport au sol d'extraits de feuilles (litière) n'a aucun effet sur la nitrification et la consommation de l'ammonium résulte des processus de l'immobilisation microbienne (15).

La stimulation de la nitrification dans le sol rouge du site déboisé étudié dépend par contre des teneurs résiduelles des nitrates. La corrélation est hautement significative avec $r^2 = 0.83$ à $P < 0.001$ (Fig. 1b).

La manipulation du sol avant son incubation au champ, tamisage, aération, élimination de matériel végétal favorise le processus de minéralisation. De même, la température à l'intérieur des boîtes est relativement supérieure par

rapport à l'extérieur, ce qui favorise les processus de nitrification. Dans le sol du site forestier, la production des nitrates est significativement corrélée à la quantité résiduelle des nitrates au sol, $r^2=0.74$ à $p<0.001$ (Fig. 1a). Fisk et Fahey (5) déduisent que les potentialités nitrificatrices du sol sont directement dépendantes de la disponibilité dans le sol d'un substrat organique et minéral.

BIBLIOGRAPHIE

- (1) ADAMS, M. A. & ATTIWILL, P. M. (1982): "Nitrogen mineralization and nitrate reduction in forests". *Soil. Biol. Biochem*, **14**:179-202.
- (2) CARLYLE, J. C. (1986): "Nitrogen cycling in forest ecosystems". *Forestry Abstracts*, **47**, 5:307-336.
- (3) COVINGTON, W. W.: "Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clearcutting in northern hardwoods". *Ecology*, **62**:41-48.
- (4) FEDERER, C. A. (1984): "Organic matter and nitrogen content of the forest floor in even-aged northern hardwood forests". *Can. J. For. Res*, **14**:763-767.
- (5) FISK, M. & FAHEY, T. (1990): "Nitrogen potential in the organic horizons following clearfelling of northern hardwood forests". *Soil Biol. Biochem*, **22**, 2:277-279.
- (6) FLORET, C., GALÁN, M. J., LE FLOC'H, E., RAPP, M. & ROMANE, F. (1989): "Organisation de la structure, de la biomasse et de la minéralomasse d'un taillis ouvert de chêne vert (*Quercus ilex L.*)". *Acta Oecol., Oecol. Plant.*, **10**:245-263.
- (7) JONES, J. M. & RICHARDS, B. N. (1977): "Effects of reforestation on turnover of ^{15}N labelled nitrate and ammonium in relation to change in soil microflora". *Soil Biol. Biochem*, **9**:383-392.
- (8) KILHAM, K. (1990): "Nitrification in coniferous forest soils". *Plant & Soil*, **128**:31-44.
- (9) LAMB, D. (1980): "Soil nitrogen mineralization in a secondary rainforest succession". *Oecologia*, **47**:257-263.
- (10) LODHI, M. A. K. (1977): "The influence and comparison of individual forest trees on soil properties and possible inhibition of nitrification due to intact vegetation". *Am. J. Bot.*, **64**:260-264.
- (11) MATSON, P. A. & VITOUSEK, P. M. (1981): "Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier National Forest, Indiana". *For. Sci.*, **27**:781-791.
- (12) MERZOUKI, A. (1986): "L'effet d'une coupe à blanc sur l'activité biologique d'un sol fersiallitique méditerranéen. thèse 3ème cycle". *USTL Montpellier*, 113 pp.
- (13) MERZOUKI, A. & LOSSAINT, P. (1990): "L'impact du déboisement sur le compartiment matière organique d'un sol rouge méditerranéen". *Bull. Ecol.*, **21**, 2:83-88.
- (14) MERZOUKI, A., LOSSAINT, P. & RAPP, M. (1989): "L'effet d'une coupe à blanc sur le compartiment biomasse microbienne d'un sol rouge méditerranéen". *Pedobiologia*, **33**:221-228.
- (15) MONTAGNINI, F., HAINES, B. & SWANK, W. (1989): "Factors controlling nitrification in soils of early successional and oak/hickory forests in the Southern Appalachians". *Forest Ecol. Manag.*, **26**:77-94.
- (16) PROSSER, J. I. (1986): "Nitrification", published for the Soc. Gen. Microb., 211 pp. IRL press, Oxford.
- (17) RAPP, M. (1990): "Nitrogen status and mineralization in natural and disturbed mediterranean forests and coppices". *Plant & Soil*, **128**:21-30.

- (18) RICE, E. L. & PANCHOLY, S. K. (1972): "Inhibition of nitrification by climax ecosystems". *Amer. J. Bot.*, **59**:1033-1040.
- (19) ROBERTSON, G. P. & VITOUSEK, P. M. (1981): "Nitrification potentials in primary and secondary succession". *Ecology*, **62**:376-386.
- (20) TODD, R. L., SWANK, W. T., DOUGLAS, J. G., KERR, P. C., BROCKWAY, D. L. & MONK, C. D. (1975): "The relationship between nitrate concentration in the southern appalachian mountain streams and terrestrial nitrifiers". *Agro. Ecosystems*, **2**:127-132.
- (21) SCHMIDT, E. L. (1982): "Nitrification in soil". In: F. J. STEVENSON (Eds.), *Nitrogen in agricultural soils*, 253-288, *Amer. Soc. Agron.*, Madison, Wisconsin.
- (22) VITOUSEK, P. M. (1983): "The effects of deforestation in air, soil and waters". In: H. A. MOONEY & M. GODRON (Eds.), *Ecological Studies*, **4**:129-144.
- (23) VITOUSEK, P. M. & WALKER, L. R. (1987): "Colonization, succession and ressource availability: Ecosystem level interactions". In: Colonization, succession and stability. A. M. GRAY, M. CRAWLEY & P. J. EDWARDS (Eds.) (1987), *Blackwell Scientific*, 207-313, Oxford.
- (24) VITOUSEK, P. M., MATSON, P. A. & VAN, CLEEVE, K. (1989): "Nitrogen availability and nitrification during succession: primary, secondary and old field series". *Plant & soil*, **115**:229-239.
- (25) WHEELER, G. L. & DONALDSON, J. M. (1983): "Nitrification in an upland forest serie". *Soil. Biochem.*, **15**, 1:119-121.
- (26) WHITE, P. S. & PICKETT, S. T. A. (1985): "Natural disturbance and patch dynamic. An introduction. In: S. T. A. PICKETT & P. S. WHITE (Eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, 3-13, Academic Press, Orlando.

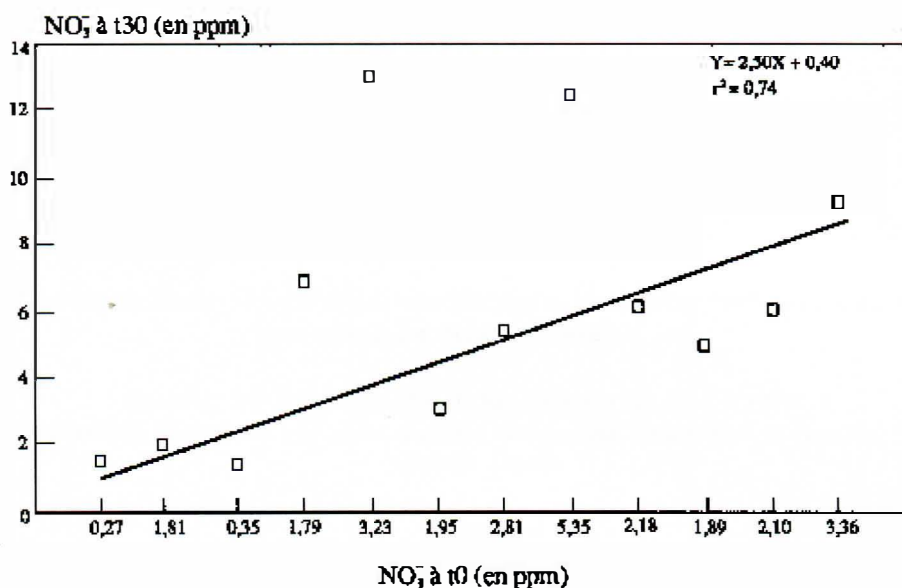
Tableau I.—Variations mensuelles des teneurs initiales, incubées et produites de NO_3^- et de N-min ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) et des rapports $\text{NO}_3^-/\text{N-min}$ (taux de nitrification en%) et $\text{dNO}_3^-/\text{dN-min}$ (vitesse de la nitrification (Quantité de nitrates produite ($t_{30}-t_0$). 10^{-2} divisée par le temps, 30 jours).

	Initial t_0		Incubé t_{30}		Produit $t_{30}-t_0$	
	For.	Coupe	For.	Coupe	For.	Coupe
J. 1 NO_3 ppm	0.27	0.97	1.44	10.47	1.17	9.50
2 N min	2.14	5.03	8.95	17.62	6.81	12.59
3 NO_3/Nmin	12.62	19.28	16.09	59.42	17.18	75.56
4 dNO_3/dt					3.90	31.60
F. 1	1.81	3.80	2.04	7.57	0.23	3.77
2	10.63	22.95	25.19	28.28	14.56	5.33
3	17.02	16.55	8.10	26.77	1.60	70.73
4					0.70	12.60
M. 1	0.35	1.48	0.93	12.50	0.58	11.02
2	8.55	15.60	13.73	24.07	5.18	8.47
3	4.10	9.50	6.77	51.93	11.20	100.00
4					1.90	36.70
A. 1	1.79	0.77	7.10	4.32	5.41	3.55
2	14.76	16.03	16.82	18.86	2.06	2.83
3	12.13	4.80	42.21	22.90	100.00	100.00
4					18.00	11.80

Tableau I.—Variations mensuelles des teneurs initiales, incubées et produites de NO_3^- et de N-min ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) et des rapports NO_3^-/N -minéral (taux de nitrification en%) et dNO_3^-/dN -min (vitesse de la nitrification (Quantité de nitrates produite ($t_{30}-t_0$). 10^{-2} divisée par le temps, 30 jours. (Continuación).

	Initial t_0		Incubé t_{30}		Produit $t_{30}-t_0$	
	For.	Coupe	For.	Coupe	For.	Coupe
M.1	3.23	4.97	13.06	21.93	9.83	16.96
2	10.21	18.12	23.52	30.33	13.61	12.21
3	31.63	27.43	54.83	72.30	72.22	100.00
4					32.70	56.50
J. 1	1.95	2.82	3.40	6.96	1.45	4.14
2	11.63	14.37	12.43	17.51	0.80	3.14
3	16.77	19.62	27.35	39.75	100.00	100.00
4					4.80	13.80
J.1	2.81	1.51	5.46	5.04	2.65	3.53
2	14.43	25.50	26.83	42.86	12.40	17.36
3	19.47	5.92	20.35	11.76	21.37	20.33
4					8.80	11.70
A.1	5.34	2.43	12.23	14.52	6.89	12.09
2	11.26	16.78	23.24	34.80	9.98	18.02
3	47.42	14.48	52.62	41.72	49.00	67.10
4					22.90	40.30
S. 1	2.18	11.15	6.21	30.13	4.03	18.98
2	9.47	27.97	20.42	47.39	10.95	19.35
3	23.02	39.86	30.41	63.58	36.80	97.73
4					13.40	63.20
O.1	1.89	7.74	5.19	23.67	3.30	15.93
2	6.90	29.23	13.07	30.81	6.17	1.58
3	27.39	26.48	39.71	76.82	35.50	100.00
4					11.00	53.10
N.1	2.10	8.76	6.09	28.32	3.99	19.56
2	14.88	33.18	22.24	34.63	7.36	1.45
3	14.11	26.40	27.38	81.78	54.20	100.00
4					13.30	65.20
D.1	3.36	11.01	9.49	26.62	6.13	15.61
2	9.21	21.38	14.15	28.72	4.94	7.34
3	36.48	46.32	67.07	92.68	100.00	100.00
4					20.40	52.00

A. Merzouki *et al.*

Fig. 1a.—Relation entre NO_3^- initial (t_0) et NO_3^- incubé (t_{30}) dans le site forestier.Fig. 1b.—Relation entre NO_3^- incubé (t_{30}) et NO_3^- initial (t_0) dans le site déboisé.