

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université A.MIRA-BEJAIA



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences Biologiques de l'Environnement
Laboratoire d'Ecologie et Environnement

THÈSE

Présentée par

MOUSSAOUI MOHAMED

En vue de l'obtention du diplôme de

Docteur en Sciences

Filière : Sciences Biologiques

Option : Ecologie et Environnement

Thème

**Evolution après incendie des principaux éléments biogènes du sol
superficiel d'une forêt à *Pinus pinaster* de la région de Jijel (Algérie)**

Soutenue le : 09/10/2025

Devant le Jury composé de :

Mr SAHNOUNE Mohamed	Professeur	Université de Bejaia	Président
Mr BEKDOUCHE Farid	Professeur	Université de Batna 2	Rapporteur
Mr SI BACHIR Abdelkrim	Professeur	Université de Batna 2	Examineur
Mr BENHAMICHE Nadir	Professeur	Université de Bejaia	Examineur
Mr SIDI Hachemi	MCA	Université de Bejaia	Invité

Année Universitaire :2024-2025

Remerciements

Avant tout, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Allah, le Tout-Puissant, pour m'avoir accordé la force, la patience et la persévérance nécessaires pour mener à bien ce travail.

Je souhaite ensuite remercier chaleureusement mon directeur de thèse, le Professeur **Farid Bekdouche**, pour sa disponibilité, ses conseils éclairés, sa rigueur scientifique et son accompagnement tout au long de ce parcours doctoral. Ses remarques pertinentes et sa bienveillance ont été une source précieuse d'enrichissement, tant sur le plan scientifique que personnel.

Je remercie également **M. Sidi Hachemi**, enseignant à l'Université de Bejaïa, pour sa contribution à la réalisation de l'article.

Je suis très honoré que **M. Sahnoune Mohamed**, Professeur à l'Université de Bejaia, ai bien voulu porter son attention bienveillante à ce travail en acceptant de présider le jury. Qu'il soit assuré de mes sincères remerciements.

J'exprime mes vifs remerciements à **M. Si Bachir Abdelkrim**, Professeur à l'Université de Batna 2 et à **M. Benhamiche Nadir**, Professeur à l'Université de Bejaia qui ont accepté de juger ce travail. Je tiens à leur exprimer ici toute ma reconnaissance.

Un grand merci à **M. Roula Salah Eddine**, enseignant à l'Université de Jijel, pour tous ses conseils, ses encouragements et la documentation précieuse qu'il m'a fournie sur le sujet.

Je tiens également à adresser mes remerciements à **M. Igor Yurievich Savin**, directeur adjoint de l'Institut de Science du Sol V.V. Dokuchaev, en Russie, pour son aide précieuse dans la réalisation des analyses en laboratoire.

Enfin, je tiens à exprimer ma reconnaissance infinie à **ma famille**.

À mes parents, pour leurs sacrifices, leur amour inconditionnel et leur foi en moi.
À mes deux frères, **Ahcène** et **Hiko**, et à ma sœur **Imen**, pour leur soutien et leurs encouragements constants.

À ma belle-famille,

Merci pour votre accueil, votre soutien et votre bienveillance tout au long de ce parcours. Votre présence et vos encouragements ont été pour moi un véritable réconfort. Je suis honoré de faire partie de votre famille.

Je réserve une pensée toute particulière à **ma chère épouse, Derbak Hanane**, dont l'amour, le soutien indéfectible et la patience ont été ma plus grande force tout au long de ce parcours exigeant. Elle a su croire en moi, même dans les moments de doute, m'encourager sans relâche et m'accompagner avec tendresse et courage. Cette thèse est aussi un peu la sienne, car sans elle, rien n'aurait été possible. Merci du fond du cœur.

À mon petit-fils **Abderrahim**,

Tes rires, tes bêtises et ta joie remplissent mon cœur et donnent des couleurs à ma vie. Merci d'être ma petite étincelle de bonheur au quotidien.

À toutes et à tous, **merci du fond du cœur**.

Table des matières

REMERCIEMENTS

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

LISTE DES ABREVIATIONS

INTRODUCTION GENERALE.....	1
CHAPITRE I : GENERALITES SUR LES FEUX DE FORETS	4
1. DEFINITION ET CLASSIFICATION DES FEUX DE FORET.....	5
1.1 Les feux de surface	5
1.2 Les feux de couronne.....	5
1.3 Les feux de sous-bois	5
2. LES CAUSES DES INCENDIES DE FORETS.....	6
2.1. Les causes naturelles (foudre, conditions météorologiques).....	6
2.2. Les causes humaines (négligence, activités agricoles, actes criminels)	7
3. LA DISTINCTION ENTRE LES FEUX CONTROLES ET FEUX SAUVAGES	8
4. FACTEURS QUI INFLUENCENT L'INTENSITE ET L'ETENDUE DES FEUX DE FORET.....	8
4.1. Les conditions météorologiques.....	9
4.2. Le relief topographique.....	9
4.3. Les zones déjà brûlées	9
5. STATISTIQUES GLOBALES SUR LES FEUX DE FORET.....	10
5.1. Les feux dans le monde	10
5.2. Les feux en Méditerranée	11
5.3. Les feux en Algérie	11

6. L'IMPACT DES INCENDIES DE FORETS SUR LA VEGETATION.....	13
6.1. Effets sur la végétation de surface.....	13
6.2. Les effets sur la biodiversité végétale.....	15
7. L'IMPACT DES INCENDIES DE FORETS SUR LA FAUNE	17
7.1. Destruction des habitats.....	17
7.2. Conséquences sur les populations	18
8. IMPACT DES INCENDIES DE FORETS SUR LE SOL.....	19
8.1. La dégradation de la structure	19
8.2. La vulnérabilité à l'érosion	20
8.3. Effets sur les microorganismes du sol.....	21
8.4. Effets sur les paramètres chimiques du sol	24
8.5. Effet des feux de forêt sur le carbone du sol	25
8.5.1. Minéralisation et séquestration du carbone après feu	26
8.5.2. L'impact des feux de forêt sur le cycle du carbone dans le sol	27
8.6. Effet sur l'azote	28
8.6.1. Les variations de la disponibilité en azote suite à un feu de forêt.....	30
8.6.2. L'influence des feux de forêt sur les cycles biogéochimiques de l'azote	31
8.7. Effet des feux de forêt sur la matière organique du sol	32
8.7.1. Décomposition de la matière organique.....	32
8.7.2. Les changements dans la qualité et la quantité de la matière organique du sol	34
8.8. Effet sur le pH du sol.....	36
8.9. Effets sur les éléments nutritifs	37
8.10. Les effets à long terme des feux de forêt sur la fertilité du sol	39
9. REGENERATION DE LA VEGETATION POST-INCENDIE	40
10. ROLE DES PLANTES PIONNIERES DANS LA RESTAURATION DU SOL APRES FEU	42
11. RECUPERATION DE LA FAUNE AFFECTEE PAR LES INCENDIES	43
CHAPITRE II : LE PIN MARITIME.....	46

1. DISTRIBUTION ET ECOLOGIE	47
2. IMPORTANCE ET USAGE	49
3. LE PIN MARITIME FACE AUX DIFFERENTES PERTURBATIONS.....	50
4. EFFETS DES INCENDIES SUR LA FORET DE PIN MARITIME	52
4.1. Dommages directs sur les arbres	52
4.2. Réduction de la superficie forestière.....	54
4.3. Adaptation au feu	55
4.4. La régénération naturelle du pin maritime.....	56
5. L'IMPORTANCE DE LA GESTION APRES FEU POUR LA RESTAURATION DU SOL	58
5.1. Protection des sols.....	58
5.2. Réduction de l'érosion	58
5.3. Régénération naturelle assistée	58
5.4. Amélioration de la fertilité des sols	58
5.5. Pratiques sylvicoles durables.....	59
6. LES CONSIDERATIONS SOCIO-ECONOMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES DANS LA GESTION APRES FEU	59
6.1. Considérations socio-économiques.....	59
6.2. Considérations environnementales	60
6.2.1. Préservation de la biodiversité	60
6.2.2. Résilience face aux changements climatiques	61
CHAPITRE III : MATERIELS ET METHODES.....	62
1. ETUDE DU MILIEU	63
1.1. Situation géographique	63
1.2. Le relief.....	63
1.3. La lithologie et la pédologie	64

1.4. Le climat	65
1.4.1. Les températures	66
1.4.2. Les précipitations.....	66
1.4.4. Diagramme Ombrothermique.....	67
1.4.5. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger	68
2. PRESENTATION DU MILIEU FORESTIER	69
3. LES INCENDIES DANS LA WILAYA DE JIJEL	70
4. CHOIX DU SITE D'ETUDE	71
5. ECHANTILLONNAGE	71
6. TRAITEMENT EN LABORATOIRE	72
7. PARAMETRES D'ETUDE ET METHODE D'ANALYSES	72
7.1. pH du sol.....	73
7.2. Carbone total au niveau du sol.....	73
7.3. Azote total dans le sol incendié.....	73
7.4. Matière organique du sol	74
7.5. Capacité d'échange cationique (CEC) au niveau du sol	74
7.6. Les cations échangeables dans le sol	75
8. ANALYSE STATISTIQUE.....	75
CHAPITRE V: RESULTATS ET DISCUSSION	76
1. EVALUATION DE LA MATIERE ORGANIQUE ET DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL DANS LE SOL.....	77
2. TENEUR DE L'AZOTE TOTAL DANS LE SOL	79
3. VALEUR DU RAPPORT C/N AU NIVEAU DU SOL.....	82
4. VALEUR DU PH DANS LE SOL INCENDIE	84

5. VALEUR DE LA CAPACITE D'ECHANGE CATIONIQUE (C.E.C) DU SOL ETUDIE.....	85
6. VALEUR DES BASES ECHANGEABLES DANS LE SOL	87
6.1. Le calcium dans le sol.....	87
6.2. Le Magnésium dans le sol	89
6.3. Le Potassium dans le sol.....	90
6.4. Le Sodium dans le sol.....	91
CONCLUSION	94
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	98
ANNEXES	111

Liste des tableaux

Tableau I : Surface forestière incendiée en Algérie durant la période 1881-2006 (Arfa, 2008) .	13
Tableau II : Caractéristiques de la station météorologique de Jijel Achouat (ONM, 2025).....	65
Tableau III : valeurs moyennes mensuelles des températures pour la station de Jijel Achouat (2000-2024)	66
Tableau IV : Valeurs moyennes mensuelles des précipitations (mm) pour la station de Jijel Achouat (2000-2024).....	66
Tableau V : Régime saisonnier des précipitations.....	67
Tableau VI : Valeurs du quotient pluviothermique d’Emberger.....	68

Liste des Figures

Figure 1 : Reprise de la végétation du site d'étude 12 mois après l'incendie (à gauche) et activité de la faune du sol (à droite).....	44
Figure 2 : Un Pin maritime de la région d'étude épargné par l'incendie	47
Figure 3 : Aire de répartition du Pin maritime	47
Figure 4 : Site d'étude immédiatement après feu (dommage sur les arbres).	52
Figure 5 : Jeune plantule de pin maritime après le passage de l'incendie	56
Figure 6 : Localisation de la zone d'étude (Jijel, Algérie)	63
Figure 7 : Carte des altitudes de la wilaya de Jijel (Source : Plan d'aménagement du territoire de la wilaya de Jijel, BNEDER)	64
Figure 8 : Carte lithologique de la wilaya de Jijel (Source : Plan d'aménagement du territoire de la wilaya de Jijel, BNEDER)	65
Figure 9 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen pour la région d'étude	67
Figure 10 : Position de la région littorale de Jijel sur le Climagramme d'Emberger	68
Figure 11 : Formations végétales dominantes des massifs forestiers de la wilaya de Jijel (Source : BNEDER, 2008)	70
Figure 12 : Répartition des incendies de forêt par wilaya (Source : Meddour-Sahar et al, 2012).....	71
Figure 13 : Parcelle permanente d'échantillonnage ($1 \times 1 \text{ m}^2$).....	72
Figure 14 : Évolution de la matière organique et du carbone organique total du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie.....	77
Figure 15 : Évolution de l'azote total du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie	80
Figure 16 : Évolution du rapport C/N du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie	83

Figure 17 : Évolution du pH du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie	85
Figure 18 : Évolution de la capacité d'échange cationique (CEC) du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie.....	86
Figure 19 : Évolution de la teneur en calcium du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie	88
Figure 20 : Évolution de la teneur en magnésium du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie	89
Figure 21 : Évolution de la teneur en potassium du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie	90
Figure 22 : Évolution de la teneur en sodium du sol de la forêt à <i>Pinus pinaster</i> de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie	91

Liste des abréviations

ANOVA : Analyse de la variance (méthode statistique pour comparer des moyennes)

BNEDER : Bureau national des études et de développement rural

CEC : Capacité d'échange cationique (mesure de la capacité du sol à retenir les cations)

Cmol : Centimole (1 Cmol = 0,01 mole, souvent utilisé en chimie du sol)

cm : Centimètre (unité de longueur = 0,01 mètre)

°C : Degré Celsius (unité de température)

FAO: Food and agricultural organisation

g : Gramme (unité de masse)

H : hauteur des précipitations en millimètre (mm)

Ha: Hectare

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

J-C : Avant Jésus Chris

Kg : Kilogramme (1 000 grammes, unité de masse)

km² : Kilomètre carré (unité de surface = 1 000 000 m²)

mm : Millimètre (unité de longueur = 0,001 mètre)

km : Kilomètre (unité de longueur = 1 000 mètres)

LSD : Least Significant Difference (plus petite différence significative en statistique)

Meq : Milléquivalent (utilisé pour exprimer la concentration d'ions, ex. meq/100g)

m : Mètre (unité de base de la longueur dans le Système international)

m³ : Mètre cube (unité de volume)

m² : Mètre carré (unité de surface)

NO_x : Oxyde(s) d'azote

pH : potentiel hydrogène

PNUE : Programme des Nations unies pour l'environnement

SE : Erreur standard (Standard Error)

Introduction générale

Les incendies de forêt existent depuis le début de la vie sur terre, ils peuvent survenir dans presque tous les écosystèmes terrestres. Les humains utilisent aussi le feu comme outil de gestion des terres depuis plusieurs milliers d'années. Ces derniers affectent les schémas et les processus des écosystèmes mondiaux, tels que le cycle du carbone et le climat. Ce sont des phénomènes complexes où des éléments physiques, chimiques, biologiques, climatiques et humains sont en interaction **(Scott, 2000)**.

Il est crucial de comprendre ces processus et les liens qui existent entre eux afin de définir les risques associés aux incendies de forêt ainsi que d'évaluer leur gravité, leurs impacts et les facteurs qui les régissent. A l'origine, le déclenchement des incendies été naturel, causé principalement par la foudre et les éruptions volcanique, actuellement les sources anthropiques se superposent a ces causes naturelles. Vers 5000 ans avant J-C, la révolution néolithique a transformé radicalement le mode de vie et d'organisation des communautés humaines. Les petits groupes de chasseurs cueilleurs mobiles, se sont transformé en agriculteurs pasteurs sédentaires. Ils pratiquaient alors une agriculture de défrichement et de brulage, afin d'accroître les zones de culture et de pâturage. Ce développement de la production a entraîné l'accroissement des populations humaines et a impacté l'environnement, modifiant radicalement la forêt et le paysage **(Pyne, 1997)**. Selon les estimations, depuis la période de pré-agriculture, près de 900 millions d'hectares de surface forestières ont été déboisés par l'homme. Les évidences historiques suggèrent que la situation ne s'était détériorée que depuis 1000 ans, alors qu'avant les forêts étaient presque stables et couvraient environ 34% des terres émergées **(Foley et al, 2005)**. L'impact des incendies sur l'écosystème forestier est très grand. Outre l'endommagement direct des arbres, le feu affecte également la régénération de la forêt, le microclimat, la vie sauvage et provoque l'érosion des sols. Dans la plupart des cas, le feu de forêt provoque la régression de la végétation, rendant également les zones vulnérables à l'érosion. A ce titre, ils constituent la première perturbation des écosystèmes terrestres **(Turner et al, 1994)**.

En méditerranée, les écosystèmes ont toujours été influencés par ce phénomène et le paysage est fortement façonné par l'action du feu. Depuis les années 1950, l'environnement méditerranéen est devenu particulièrement vulnérable aux incendies d'été pour trois raisons principales : premièrement, l'exode rural, l'abandon progressif des terres et des pratiques forestières et par conséquent une accumulation du carburant ; en second lieu, l'augmentation de plantations industrielles d'arbres mono-spécifiques inflammables ; troisièmement, des chaleurs estivales de plus en plus fréquentes accompagnée de sécheresses intenses , qui ont favorisé le risque d'éclosion des feux **(Fernandes et Terhi, 2011)**.

La région méditerranéenne est connue pour son climat caractérisé par des hivers humides qui favorisent la croissance de la végétation et des étés chauds et secs qui augmentent la combustibilité de la végétation. Les feux sont courants en particulier pendant la saison estivale, où la température est très élevée (années sèches) **(Keeley et al, 2011)**. On estime que chaque année environ 600 000 ha de forêt sont brûlés dans le bassin méditerranéen, en plus des causes sus citée, le changement climatique se rajoute comme facteur aggravant de la situation. Ce chiffre a considérablement augmenté selon les derniers chiffres de la FAO, avec des retombés économiques et environnementaux considérables **(San-Miguel-Ayanz et al, 2013)**.

En Algérie parmi les nombreux facteurs contribuant à la dégradation de la forêt algérienne, les incendies se révèlent être les plus dévastateurs. Chaque année, durant une période de quelques mois seulement (de juin à octobre), les feux ravagent en moyenne plus de 36 000 hectares de végétation ligneuse. Même si les programmes de reboisement mis en place depuis 1963 atteignent en moyenne 26 000 hectares par an, ces efforts ne parviennent pas à compenser ces pertes, d'autant plus que le taux de réussite de ces actions est loin d'être parfait **(Arfa, 2008)**.

Les sols représentent l'une des ressources les plus importantes, ils régulent la purification de l'eau, les émissions de dioxyde de carbone et d'autres gaz à effet de serre, et permettant le recyclage des nutriments dans tous les écosystèmes terrestres, ce qui les rend fondamentaux pour la régulation du climat mondial et le maintien de la vie sur terre. L'impact du feu sur le sol forestier dépend de divers facteurs tels que l'intensité du feu, la charge en combustible et l'humidité du sol. Le feu peut être bénéfique ou nuisible pour le sol forestier en fonction de sa sévérité et de sa fréquence **(Certini, 2005)**. Lors des feux à faible intensité, la combustion de la litière et de la matière organique du sol fait augmenter les nutriments disponibles pour les plantes, ce qui entraîne une croissance rapide des plantes herbacées et une augmentation significative du stockage des nutriments par les plantes. En revanche, les feux de forte intensité peuvent entraîner une perte totale de matière organique du sol, la volatilisation de divers éléments minéraux, la mort des micro-organismes, etc. Les feux de forêt intenses conduisent à la formation de certains composés organiques présentant des propriétés hydrophobes, ce qui entraîne la formation de sols fortement hydrofuges. Les feux de forêt ont également des effets à long terme sur le sol forestier **(Verma et Jayakumar, 2012)**.

La dégradation du sol après un incendie de forêt résulte de la détérioration de la structure du sol, de la perte de matière organique et d'éléments minéraux. En réalité, diverses propriétés physiques et chimiques du sol peuvent être modifiées par la combustion, notamment la perte de la structure du sol, la diminution de la porosité, la réduction de la matière organique, ainsi que

l'augmentation du pH. Par conséquent, l'impact du feu sur les processus du sol est très complexe (Neary et al, 1999). Au cours du dernier siècle, de nombreux efforts et ressources ont été mobilisés pour étudier et gérer les incendies de forêt. L'impact de cette perturbation sur les propriétés du sol est devenu un sujet d'intérêt majeur. Ce travail se focalise sur les effets du feu sur les éléments les plus mobiles de l'écosystème, qui sont recyclés en permanence dans la litière pour être mis à disposition de la végétation.

En Algérie, peu d'études ont été menées sur les sols après feu. Les rares travaux relatifs à ce sujet (Rashid, 1987 ; Lounis, 1998 ; Slimani, 2002 et Bekdouche, 1997, 2010) sont tous relatifs à la communauté à *Quercus suber*. Dans notre présent travail nous nous sommes fixé comme objectif d'étudier l'évolution des éléments biogéniques du sol superficiel après l'incendie d'une communauté à *Pinus Pinaster* de la région de Jijel (Algérie).

Au cours de notre travail, nous tenterons de répondre à certaines questions relatives à la dynamique des sols d'une forêt résineuse et d'enrichir ainsi la littérature scientifique sur l'impact du feu sur les écosystèmes forestiers algériens.

Hypothèse de travail :

- ☐ Le feu exerce-t-il une influence significative sur les propriétés du sol et, par conséquent, sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers ?
- ☐ Parmi ces propriétés, la matière organique et les éléments nutritifs, en tant que composantes les plus mobiles de l'écosystème, sont-ils les plus fortement affectés ?
- ☐ L'évolution des propriétés chimiques des sols incendiés permet-elle de caractériser leur capacité de résilience et de résistance, ainsi que l'état de santé et la qualité fonctionnelle de l'écosystème ?

Le présent document est structuré en quatre chapitres :

- Les deux premiers chapitres seront consacrés à une synthèse bibliographique sur les feux de forêts, leur impact sur les sols et la forêt à Pin maritime.
- Le troisième chapitre est relatif à la méthodologie et à la présentation du site étudié.
- Dans le quatrième chapitre nous présenterons les résultats obtenus et la discussion.
- Enfin, nous terminerons par une conclusion générale et des recommandations.

Chapitre I : Généralités sur les feux de forêts

1. Définition et classification des feux de forêt

Les feux de forêt peuvent se définir comme des incendies qui se propagent dans des zones avec des arbres, des buissons et d'autres plantes. Ils peuvent être déclenchés naturellement, comme par la foudre, ou par l'homme, que ce soit intentionnellement ou par négligence. Peu importe leur cause, ces incendies peuvent se propager vite et causer de gros dégâts à l'environnement.

Les feux de forêt se classent selon plusieurs critères : la taille de l'incendie, l'intensité des flammes et la vitesse de propagation. On distingue trois types principaux : les feux de surface, qui brûlent les plantes au sol ; les feux de couronne, qui atteignent les cimes des arbres et les feux de sous-bois, qui se propagent sous la végétation (**Agee, 1993**).

1.1 Les feux de surface

Les feux de surface sont les plus fréquents. Ils se propagent le long du sol ou à travers les herbes et se caractérisent par des flammes basses et une propagation assez lente. Ils brûlent principalement les feuilles mortes, les petits débris au sol et les herbes, mais peuvent aussi toucher les buissons et les jeunes arbres.

1.2 Les feux de couronne

Les feux de couronne se produisent quand les flammes montent des branches inférieures jusqu'à la canopée supérieure des arbres. Ce sont les plus destructeurs, car ils brûlent avec une forte intensité et peuvent rapidement se propager d'arbre en arbre. Les vents forts et une sécheresse prolongée peuvent aggraver ces incendies, causant souvent la destruction complète de la canopée forestière

1.3 Les feux de sous-bois

Les feux de sous-bois se produisent surtout dans les parties basses de la végétation, en dessous de la canopée. Ces incendies peuvent se propager horizontalement ou verticalement, brûlant les herbes, petits arbres et buissons. Ils sont souvent alimentés par des débris et des branches mortes accumulés au sol, ce qui fournit davantage de combustible pour le feu (**Agee, 1993**).

La définition et la classification des feux de forêt aident à mieux comprendre les différents types d'incendies qui touchent les forêts. Cette compréhension est essentielle pour

évaluer comment les feux de forêt influencent la chimie des sols forestiers. Selon le type de feu, sa vitesse de propagation et l'intensité de la combustion, les propriétés chimiques du sol peuvent changer de différentes manières. Il est donc important de prendre en compte ces facteurs lors de l'analyse de l'impact des feux sur les sols et de développer des stratégies adaptées pour prévenir et restaurer ces sols (Agee, 1993).

2. Les causes des incendies de forêts

2.1. Les causes naturelles (foudre, conditions météorologiques)

Les feux de forêt peuvent être causés par différents facteurs, dont les causes naturelles jouent un rôle important. Parmi ces causes, on retrouve la foudre et certaines conditions météorologiques, qui peuvent déclencher des incendies de grande ampleur et menacer les écosystèmes (Pyne, 2017).

La foudre est une cause fréquente des incendies de forêt. Lorsqu'elle frappe un arbre ou le sol, elle peut enflammer les plantes autour et provoquer un feu. Ces incendies surviennent souvent pendant des périodes de sécheresse ou avec des vents forts, ce qui fait que le feu se propage vite. Les incendies de foudre peuvent être très graves et difficiles à maîtriser.

Les conditions météorologiques peuvent aussi jouer un grand rôle dans les incendies de forêt. Les longues périodes de sécheresse rendent les plantes plus sensibles aux feux en séchant le sol et en réduisant l'humidité des plantes. Quand ces conditions sont accompagnées de températures élevées et de vents forts, les incendies peuvent se propager très vite et devenir incontrôlables. Ces événements extrêmes favorisent la propagation du feu et rendent les forêts plus exposées (Flannigan, 2001).

Les incendies de forêt causés par la foudre et le climat ont un fort impact sur le sol des forêts. La chaleur intense et les flammes peuvent brûler la litière forestière, la couche de sol composée de matières organiques en décomposition et entraîner la perte de la couche fertile qui nourrit les plantes. En plus de cela, les incendies peuvent détruire la structure du sol en brûlant ces matières et en modifiant sa composition chimique.

Les incendies accélèrent aussi l'érosion du sol. Lorsque les plantes sont brûlées, le sol devient vulnérable aux intempéries, comme la pluie et le vent, qui peuvent emporter les particules du sol. Cela peut affecter l'écosystème forestier en changeant la composition chimique du sol, en diminuant sa capacité à retenir l'eau et en réduisant sa capacité à faire pousser de nouvelles plantes.

Ces événements peuvent détruire la végétation, abîmer le sol et accélérer l'érosion. Comprendre ces causes, permet de mettre en place des mesures visant à protéger les forêts et leur biodiversité.

2.2. Les causes humaines (négligence, activités agricoles, actes criminels)

Les incendies peuvent aussi être causés par la négligence, les activités agricoles ou des actes criminels. La négligence humaine est l'une des principales causes. Cela inclut des comportements imprudents comme laisser des feux de camp allumés, jeter des mégots de cigarette ou utiliser des équipements électriques dans des zones à risque. Ces actions peuvent rapidement provoquer un incendie qui se propage à travers la forêt, mettant en danger la végétation, la faune et le sol (**Keeley, 2001**).

Les incendies de forêt causés par la négligence humaine sont souvent accidentels, mais peuvent causer des dégâts importants. Les activités agricoles sont aussi une cause importante d'incendies. Par exemple, les feux de brousse peuvent être allumés pour nettoyer les terres, éliminer les déchets ou aider certaines plantes à pousser. Mais ces feux peuvent facilement se propager et menacer la biodiversité et la qualité du sol. Les incendies agricoles peuvent aussi abîmer le sol en détruisant les couches organiques et en réduisant la capacité des plantes à se régénérer (**Syphard, 2015**).

Les actes criminels, comme les incendies volontaires, sont une autre cause majeure des incendies de forêt. Ces feux sont souvent allumés intentionnellement pour des raisons telles que des conflits fonciers, des vengeances ou des envies de destruction. Les criminels peuvent causer de graves dégâts dans les forêts, en détruisant la faune, la flore et le sol. En plus des dégâts écologiques, ces actes ont des conséquences économiques et sociales, en perturbant les communautés locales et en nécessitant des efforts coûteux pour éteindre les feux et réparer les dommages. Les causes humaines des incendies de forêt, qu'elles soient liées à la négligence, aux activités agricoles ou aux actes criminels, affectent le sol des forêts (**Amatulli, 2007**).

Après les incendies, l'érosion du sol peut s'aggraver à cause de la perte de végétation et de la capacité réduite du sol à retenir l'eau. Cela peut détériorer la qualité du sol, réduire la biodiversité et perturber les cycles naturels. En comprenant les causes humaines des incendies de forêt et leur impact sur le sol, on peut prendre des mesures de prévention et de gestion adaptées. Cela inclut des campagnes pour encourager des comportements responsables, des règles agricoles pour contrôler les feux de brousse et des enquêtes pour lutter contre les incendies criminels. Identifier les causes humaines spécifiques permet de développer des

stratégies plus efficaces pour prévenir et réduire les impacts de ces incendies sur le sol des forêts.

3. La distinction entre les feux contrôlés et feux sauvages

La distinction entre les feux contrôlés et les feux sauvages est importante dans la gestion des incendies de forêt. Les feux contrôlés sont allumés délibérément et surveillés pour atteindre des objectifs spécifiques, comme régénérer la végétation, réduire le combustible ou gérer les écosystèmes. Les feux sauvages, en revanche, sont des incendies incontrôlés qui se propagent rapidement et peuvent causer de gros dégâts à la végétation, la faune et les structures autour.

Les feux contrôlés, aussi appelés feux prescrits, sont utilisés dans la gestion des forêts pour reproduire les effets naturels du feu. Ils aident à régénérer les forêts, éliminer les débris végétaux et réduire les risques d'incendie à grande échelle. Ils sont soigneusement planifiés et surveillés par des professionnels pour éviter qu'ils ne se propagent.

Les feux sauvages, quant à eux, peuvent être causés par des facteurs naturels comme la foudre, les tempêtes ou la sécheresse, mais aussi par des activités humaines telles que des feux de camp mal éteints ou des incendies criminels. Ces feux peuvent se propager très vite, poussés par le vent et la végétation sèche, créant un danger pour les forêts, la biodiversité et les zones habitées.

La différence entre ces deux types de feux réside dans leur gestion. Les feux contrôlés sont allumés de manière planifiée pour atteindre des objectifs précis, tandis que les feux sauvages se propagent de manière imprévisible. Les feux contrôlés sont un outil de gestion utile, tandis que les feux sauvages peuvent causer des destructions importantes (**Pereira, 2021**).

4. Facteurs qui influencent l'intensité et l'étendue des feux de forêt

Les feux de forêt peuvent se produire dans différentes régions et leur intensité et étendue dépendent de plusieurs facteurs liés les uns aux autres. Comprendre ces facteurs est essentiel pour gérer et prévenir les incendies. Parmi ces facteurs, on retrouve les conditions météorologiques, la végétation, le relief du terrain et les précédents incendies.

4.1. Les conditions météorologiques

Ils représentent un facteur clé dans le déclenchement et l'évolution des feux. La température, l'humidité, la vitesse du vent et la sécheresse des combustibles influencent la propagation du feu. Des températures élevées et une faible humidité rendent les combustibles plus secs, ce qui facilite la propagation des flammes. Des vents forts peuvent également accélérer l'incendie en transportant les étincelles et les braises sur de grandes distances (Oliveras et al, 2009).

La végétation d'une zone forestière joue un rôle important dans l'intensité et l'étendue des feux de forêt. Différents types de végétation, comme les arbres, les herbes et les buissons, brûlent différemment. Par exemple, les forêts denses avec beaucoup d'arbustes favorisent la propagation verticale du feu, tandis que les zones avec de la végétation basse permettent une propagation horizontale. Plus il y a de végétation (combustible), plus le feu peut être intense et difficile à maîtriser.

4.2. Le relief topographique

Il influence également la vitesse de propagation du feu. Les pentes raides accélèrent souvent l'avancée du feu, tandis que les terrains plats ou en dépression peuvent le ralentir. Le relief peut aussi affecter les courants d'air, ce qui modifie la direction et l'intensité du feu.

4.3. Les zones déjà brûlées

Appelées cicatrices de feux, influencent aussi les incendies futurs. Elles peuvent avoir moins de végétation disponible, ce qui réduit l'intensité du feu. Cependant, elles peuvent aussi contenir des résidus comme des souches ou des branches mortes, qui peuvent brûler plus facilement et aggraver l'incendie.

Comprendre ces facteurs aide à mieux gérer les feux de forêt. Par exemple, en surveillant les conditions météorologiques, la végétation et le relief, on peut mieux prévenir les feux. La gestion de la végétation (comme l'éclaircissage et le débroussaillage) peut réduire le combustible disponible pour les feux, tandis que la cartographie du terrain permet de repérer les zones les plus vulnérables pour adapter les stratégies de prévention (Duguy et al, 2013).

5. Statistiques globales sur les feux de forêt

5.1. Les feux dans le monde

Les feux de forêt ont des effets graves sur les écosystèmes, les communautés humaines et le climat à l'échelle mondiale. Pour comprendre l'ampleur de ces catastrophes, il est important de regarder les statistiques mondiales sur les feux de forêt et les incendies. Ces chiffres nous aident à comprendre les tendances, les causes et l'impact de ces événements destructeurs dans le monde entier.

Les statistiques sur les feux de forêt sont collectées et analysées par des organisations comme la FAO, le PNUE, les agences gouvernementales et les instituts de recherche. Les méthodes de collecte varient selon les pays, mais elles incluent des enquêtes sur le terrain, l'utilisation de satellites et l'analyse des données historiques.

Selon le rapport de la FAO "Évaluation des ressources forestières mondiales 2010", les informations provenant de 64 pays, représentant 60 % de la superficie forestière mondiale, indiquent qu'une moyenne de 487 000 feux de végétation ont eu lieu annuellement durant la période 2003-2007 dans les forêts, les autres terres boisées et d'autres terres **(FAO, 2010)**.

Ces chiffres montrent l'ampleur des incendies et leur impact sur les écosystèmes. Les statistiques sur les feux de forêt donnent aussi des informations sur leurs causes, les principales causes sont souvent liées à l'activité humaine, comme l'agriculture itinérante, l'exploitation forestière illégale, la négligence ou l'utilisation imprudente du feu. Certaines statistiques montrent aussi que le changement climatique contribue à l'augmentation des incendies de forêt, avec des périodes de sécheresse plus longues et des températures plus élevées.

Une autre statistique importante est la surface brûlée chaque année. Cela aide à évaluer l'impact des incendies sur les écosystèmes, la biodiversité et les émissions de gaz à effet de serre. Selon le PNUE, environ 350 millions d'hectares de forêts sont brûlés chaque année dans le monde. Cela cause une perte de biodiversité, des émissions de dioxyde de carbone et a un impact sur le climat mondial. Ces chiffres montrent l'urgence de prévenir les feux de forêt et de gérer durablement les forêts **(FAO, 2010)**.

5.2. Les feux en Méditerranée

La région méditerranéenne, avec son climat sec, sa végétation inflammable et ses nombreuses activités humaines, est très exposée aux feux de forêt. Ces incendies menacent l'environnement en détruisant les habitats, en réduisant la biodiversité et en causant d'importants dommages économiques. Pour mieux cerner ce problème, il est crucial d'analyser les statistiques sur les feux de forêt dans cette région.

Selon **Le Houérou (1987)**, les superficies brûlées annuellement dans les pays méditerranéens atteignent environ 600 000 ha, soit près du double de celles des années 1970. Toutefois, l'évolution de la situation n'est pas uniforme selon les régions. Une aggravation notable est observée en Grèce, où les surfaces incendiées sont passées de 12 000 à 39 000 ha, en Italie de 43 000 à 118 000 ha, au Maroc de 2 000 à 3 100 ha et en Espagne de 50 000 à 208 000 ha.

Les feux de forêt en Méditerranée montrent une forte saisonnalité, avec un pic d'activité entre juin et septembre. Durant cette période, les températures élevées, le manque de précipitations et les vents forts favorisent leur propagation. Géographiquement, les pays comme l'Espagne, l'Italie, la Grèce et le Portugal sont les plus touchés, enregistrant des milliers d'incendies chaque année en raison de leur climat sec en été et de leur importante couverture forestière.

Les feux de forêt en Méditerranée entraînent des impacts majeurs, notamment la perte de biodiversité, la destruction d'écosystèmes et des répercussions économiques importantes. Ces incendies réduisent les revenus du tourisme et de l'agriculture, tout en générant des coûts élevés pour la lutte contre les feux et la restauration des zones touchées. Les statistiques permettent de mesurer ces effets et d'évaluer leurs conséquences à long terme (**Medour-Sahar et al, 2010**).

5.3. Les feux en Algérie

Les feux de forêt représentent un défi majeur en Algérie, où le climat et la végétation propices aux incendies accentuent les risques. Ces dernières années, le nombre d'incendies a fortement augmenté, passant de centaines à plusieurs milliers par an. Cette hausse met à rude épreuve les capacités de prévention, de gestion et d'intervention.

En plus du nombre croissant d'incendies, les surfaces brûlées augmentent également, détruisant chaque année des milliers d'hectares de forêts, de terres agricoles et d'espaces

naturels. Ces incendies entraînent des pertes écologiques majeures, menacent la biodiversité et impactent négativement l'économie locale, notamment l'agriculture et les infrastructures.

Certaines régions, comme Tizi Ouzou, Béjaïa et Jijel, sont particulièrement vulnérables en raison de leur végétation dense, des vents forts et de leur géographie. Ces zones enregistrent des taux d'incendies particulièrement élevés, soulignant la nécessité de renforcer les efforts de prévention et de lutte contre les feux.

Les feux de forêt en Algérie sont majoritairement liés à des causes humaines, telles que les incendies criminels, les pratiques agricoles non encadrées ou encore des actes d'imprudence. Cette problématique, mise en lumière par les données, appelle à des actions concrètes.

Il est crucial d'intensifier la sensibilisation des populations aux risques associés aux feux de forêt et d'instaurer des mesures préventives efficaces. Par ailleurs, le renforcement des sanctions envers les comportements dangereux pourrait jouer un rôle dissuasif et contribuer à réduire l'occurrence de ces incendies.

En Algérie, trois périodes se distinguent par l'ampleur des incendies de forêt : 1911-1920, 1951-1960 et 1991-2000, avec des destructions respectives de 622 571 ha, 649 970 ha et 549 240 ha de végétation. Sur une période de 126 ans, environ 4 834 874 ha de forêts ont été ravagés, soit 118 % de la superficie forestière totale. Les années les plus désastreuses sont 1956, 1983 et 1994, avec des pertes record de 204 220 ha, 221 368 ha et 271 598 ha respectivement voir (Tableau I).

L'évolution des incendies de forêt en Algérie met en lumière l'influence de facteurs contextuels tels que les guerres, crises politiques ou conditions climatiques extrêmes. Par exemple, entre 1956 et 1961, la guerre de libération nationale a engendré de nombreux incendies majeurs. En 1983, des vagues de chaleur ont détruit plus de 220 000 ha, et en 1994, des températures élevées ont provoqué des feux importants, compliqués à maîtriser en raison de l'insécurité.

Tableau I : Surface forestière incendiée (ha) en Algérie durant la période 1881-2006 (**Arfa, 2008**).

Décennies	Superficie incendiée (ha)	Moyenne (ha)	Années les plus touchées de la décennie	
			Années	Superficie totale annuelle incendiée (ha)
1881-1890	353 856	35 386	1881	169 056
1891-1900	487 796	48 780	1892	135 574
1901-1910	309 889	30 989	1902	141 141
1911-1920	622 571	62 275	1913	138 191
1921-1930	296 262	29 626	1922	89 473
1931-1940	275 096	27 509	1937	61 877
1941-1950	280 119	28 011	1943	81 678
1951-1960	649 970	64 997	1956	204 220
1961-1970	233 772	23 377	1961	59 471
1971-1980	292 849	29 284	1971	57 835
1981-1990	361 391	36 139	1983	211 368
1991-2000	549 240	54 924	1994	271 598
2001-2006	122 063	12 206	2004	31 399
Total	4834 874	38 991	/	1652 881

Depuis l'indépendance, environ 1 860 000 ha de forêts ont été perdus, soit une moyenne de 33 200 hectares par an. Entre 1979 et 2009, 41 644 incendies ont été signalés, ravageant environ 1 162 484 ha. Selon la Direction Générale des Forêts (**Roula, 2021**), la superficie totale affectée par les incendies est estimée à 1 860 000 ha, avec une moyenne annuelle de 33200 ha. Entre 1979 et 2009, cette superficie s'élève à environ 1 162 484 ha, sur la base de 41 644 incendies déclarés (**Meddour-Sahar et Bouisset, 2013**).

6. L'impact des incendies de forêts sur la végétation

6.1. Effets sur la végétation de surface

La destruction de la végétation est l'un des principaux impacts des incendies de forêt. Les incendies peuvent détruire de grandes surfaces de végétation, affectant à la fois les arbres et la végétation basse, entraînant une perte significative de la couverture végétale. Cette dévastation a des conséquences à long terme sur l'écosystème forestier.

Lorsque le feu se propage à travers la végétation, il peut anéantir les arbres matures, qui

jouent un rôle essentiel pour la faune, la régulation climatique, la stabilisation des sols et la conservation de l'eau. La perte de ces arbres peut entraîner une réduction de la biodiversité, une érosion accrue des sols et une diminution de la capacité de rétention d'eau dans les zones affectées, affectant ainsi la résilience écologique des écosystèmes **(Le Houérou, 1973)**.

La végétation basse, comprenant des herbes, des buissons et des sous-bois, joue un rôle clé dans la protection de l'écosystème forestier. Elle stabilise le sol, réduit l'érosion, offre un abri et une source de nourriture pour une grande variété d'insectes et de petits animaux. Lors d'un incendie de forêt, cette végétation est souvent détruite, ce qui entraîne une perte de biodiversité et perturbe la chaîne alimentaire. La disparition de ces habitats peut avoir des répercussions importantes sur la faune et la flore, altérant l'équilibre écologique et ralentissant la régénération de la forêt **(Wang, 2005 ; Pérez-Cabello et al, 2009 ; He et al, 2019)**.

En plus de la perte de biodiversité, la destruction de la végétation en surface a des conséquences majeures sur la stabilité de l'écosystème. L'absence de végétation, qui joue un rôle clé dans la rétention de l'eau, augmente la vulnérabilité aux phénomènes météorologiques extrêmes tels que les tempêtes et les inondations. Sans cette couverture végétale, l'eau des pluies se déverse plus rapidement, favorisant le ruissellement et accroissant les risques d'inondations et de glissements de terrain. Par ailleurs, la dégradation de la végétation rend le sol plus exposé à l'érosion, ce qui altère sa qualité et réduit sa fertilité, perturbant ainsi la régénération de l'écosystème forestier **(Stoof, 2010)**. La destruction de la végétation de surface lors des incendies de forêts peut créer un cercle vicieux, car la végétation qui repousse après un incendie est souvent plus inflammable. Ce phénomène peut favoriser la propagation des incendies futurs, rendant la forêt plus susceptible aux feux de plus grande intensité. En conséquence, la fréquence et la sévérité des incendies augmentent, menaçant ainsi la régénération naturelle et la durabilité à long terme. Ce processus accentue la vulnérabilité de l'écosystème forestier, rendant plus difficile la restauration et la préservation des zones affectées **(Johnson, 1979 ; Peris-Llopis et al, 2024)**.

La destruction de la végétation de surface lors des incendies de forêts a des conséquences profondes, non seulement sur l'aspect esthétique de la forêt, mais aussi sur sa biodiversité, son climat, son hydrologie et la stabilité des sols. Pour minimiser ces impacts, il est essentiel d'adopter des stratégies de prévention et de lutte efficaces. Cela inclut la création de zones tampons pour limiter la propagation des incendies, la gestion proactive des combustibles, ainsi que l'éducation et la sensibilisation du public aux risques liés aux

incendies. De plus, une gestion forestière durable est cruciale pour restaurer l'équilibre écologique et prévenir les incendies futurs. En comprenant les conséquences de cette dégradation, il devient possible de mettre en place des stratégies efficaces de prévention et de gestion des incendies. Ces mesures joueront un rôle crucial dans la préservation à long terme de la forêt, en protégeant la biodiversité, en réduisant les risques d'érosion et en favorisant la régénération naturelle des écosystèmes forestiers.

6.2. Les effets sur la biodiversité végétale

L'impact des incendies de forêts sur la végétation peut être à la fois profond et durable. Ces incendies modifient la composition et la diversité des espèces végétales, ce qui peut avoir des répercussions à long terme sur l'équilibre écologique.

Les incendies favorisent souvent la propagation des espèces pionnières. Ces plantes, à croissance rapide et à petite taille, sont capables de coloniser rapidement les zones récemment brûlées. Elles survivent généralement grâce à des graines stockées dans le sol ou dispersées par le vent, et peuvent profiter de l'absence de compétition et de la libération de nutriments du sol après l'incendie. Cette capacité de colonisation rapide permet aux espèces pionnières de dominer temporairement les zones touchées par le feu (**Gomez et al, 2015**).

Cependant, cette domination précoce par les espèces pionnières peut altérer la composition végétale originale de la forêt. Ces espèces pionnières, bien qu'importantes pour le processus de régénération, ne contribuent pas toujours à maintenir la diversité écologique sur le long terme. En effet, elles peuvent réduire l'espace pour d'autres espèces plus complexes ou moins adaptées aux conditions post-incendie. Cela peut entraîner une perte de diversité dans la végétation et, potentiellement, un changement dans la structure de l'écosystème à long terme.

En effet, les incendies de forêts ont un impact direct et immédiat sur la diversité spécifique de la végétation, en particulier dans des écosystèmes comme celui de la forêt de pin maritime. Juste après un incendie, les espèces sensibles au feu, qu'elles soient des plantes herbacées ou des arbres, peuvent être complètement éliminées par les flammes. Cette élimination réduit la richesse spécifique, car elle prive l'écosystème de certaines espèces végétales qui étaient présentes avant l'incendie. De plus, les espèces pionnières, qui prennent rapidement le relais dans les zones brûlées, peuvent aussi jouer un rôle dans la diminution de la diversité. En effet, certaines espèces pionnières peuvent être plus compétitives que d'autres et occuper rapidement l'espace disponible, souvent au détriment de celles qui étaient

présentes avant l'incendie. Cette compétition pour les ressources peut mener à une dominance de certaines espèces pionnières, limitant ainsi la diversité végétale dans la phase initiale de la régénération post-incendie.

Cependant, à plus long terme, la diversité végétale peut se rétablir progressivement grâce à la recolonisation de nouvelles espèces. Ces espèces peuvent provenir des zones environnantes, par dispersion des graines par le vent ou les animaux, ou encore d'une banque de graines présente dans le sol. Ainsi, bien que l'impact initial des incendies sur la diversité spécifique soit négatif, une certaine résilience peut émerger, avec un retour progressif des espèces locales et une restauration de la biodiversité dans le temps **(Trabaud, 1994)**.

En effet, les effets des incendies de forêts sur la composition et la diversité de la végétation sont largement influencés par plusieurs facteurs. L'intensité et la sévérité de l'incendie jouent un rôle clé dans l'importance des dommages. Un incendie de faible intensité, par exemple, peut ne détruire que la végétation en surface, épargnant ainsi la banque de graines et certaines espèces souterraines qui peuvent rapidement recoloniser la zone après l'incendie. Cela pourrait entraîner une régénération plus rapide et un impact modéré sur la composition et la diversité végétale.

En revanche, un incendie de forte intensité, qui atteint des températures élevées et brûle profondément le sol, peut éliminer non seulement la végétation en surface, mais aussi la banque de graines du sol, ainsi que les organes souterrains de survie des herbacées vivaces. Cela peut entraîner une perte significative de la diversité végétale, notamment en supprimant certaines espèces plus sensibles au feu. Dans ce cas, la régénération prendrait plus de temps et la diversité pourrait être considérablement réduite à court terme.

La topographie du site joue également un rôle important dans la propagation et l'intensité des incendies. Les zones en pente, par exemple, peuvent subir des incendies plus rapides et plus intenses, affectant davantage la végétation et la biodiversité. De plus, la nature du sol, comme sa fertilité, sa capacité de rétention d'eau et la présence d'un excès ou d'un manque de nutriments, peut influencer la capacité du site à supporter la régénération après un incendie **(Viana-Soto et al, 2017)**.

Le régime de perturbation antérieur et les conditions climatiques post-incendie sont aussi des facteurs déterminants. Si un site a déjà subi des incendies fréquents, il est possible que la végétation ait développé une certaine résilience et que la régénération soit plus rapide.

En revanche, des conditions climatiques défavorables, comme la sécheresse prolongée ou des températures extrêmes, peuvent ralentir la régénération et rendre plus difficile le retour à la diversité végétale d'avant l'incendie.

Ces effets sur la composition et la diversité de la végétation suite à un incendie de forêt sont importants pour comprendre la dynamique de régénération des écosystèmes touchés. Ils peuvent influencer la capacité de la végétation à se rétablir après un incendie et à retrouver un équilibre écologique. De plus, ces effets peuvent également avoir des répercussions sur la faune associée à la végétation, qui dépend des différentes espèces pour se nourrir, se reproduire et se cacher.

7. L'impact des incendies de forêts sur la faune

7.1. Destruction des habitats

La destruction des habitats et des sources de nourriture pour la faune est l'un des principaux impacts des incendies de forêts. Ces derniers peuvent endommager de manière significative les écosystèmes naturels, détruisant des habitats vitaux pour de nombreuses espèces animales et végétales. Cela entraîne une réduction de la biodiversité et perturbe les chaînes alimentaires, ce qui affecte gravement la faune présente dans les zones touchées par les incendies.

Lorsqu'un incendie de forêt se déclare, les flammes se propagent rapidement et consomment tout sur leur passage, y compris les arbres, les buissons, les herbes hautes et le sous-bois. Cette destruction massive de la végétation réduit les habitats disponibles pour de nombreux animaux. Les arbres, par exemple, servent souvent de lieux de nidification pour les oiseaux, de perchoirs pour les rapaces et de refuges pour de nombreux mammifères. La disparition de ces arbres peut entraîner une baisse des populations d'oiseaux et de mammifères qui dépendent de ces habitats (**Ergazaki et Andriotou, 2010**).

Les incendies de forêts détruisent également la nourriture disponible pour la faune. Après un incendie, la végétation brûlée ne produit plus de feuilles, de fruits ni de graines, privant ainsi les animaux herbivores de leur alimentation. En outre, les incendies perturbent les cycles naturels en détruisant les graines et les bourgeons nécessaires à la régénération des plantes, affectant ainsi les animaux qui dépendent de ces ressources pour se nourrir. De plus, les incendies modifient considérablement la structure des écosystèmes. Les habitats naturels, riches en diversité, sont souvent composés de nombreux organismes interagissant dans des

chaînes alimentaires complexes. Lorsque ces habitats sont détruits, les animaux perdent leurs sources de nourriture et leurs refuges, ce qui conduit à un déclin des populations. Ces changements peuvent également perturber les interactions entre les espèces et déséquilibrer l'écosystème.

Les incendies de forêts peuvent aussi favoriser l'expansion des espèces invasives. Certaines plantes et animaux invasifs, plus résistants au feu que les espèces locales, peuvent prospérer après un incendie. Ces espèces envahissantes colonisent les zones ravagées, évinçant les espèces indigènes et modifiant davantage l'écosystème **(Ergazaki et Andriotou, 2010)**.

La destruction des habitats et de la nourriture pour la faune est l'un des impacts majeurs des incendies de forêts. Ces derniers détruisent les habitats naturels, réduisent la nourriture disponible et perturbent les chaînes alimentaires, ce qui affecte la biodiversité et entraîne souvent un déclin des populations animales. Il est essentiel de prendre des mesures pour prévenir et combattre les incendies, ainsi que pour restaurer les écosystèmes affectés, afin de protéger la faune et préserver la biodiversité.

7.2. Conséquences sur les populations

Les incendies de forêt ont un impact majeur sur la faune, avec des conséquences graves pour les populations animales. Les forêts, riches en biodiversité, abritent de nombreux animaux, des mammifères aux oiseaux, reptiles et insectes. Lorsqu'un incendie se déclare, il détruit leur habitat et crée des conditions extrêmes, privant ces animaux de nourriture, de refuge et de sites de reproduction.

Les effets sur les populations animales varient selon la gravité de l'incendie, sa durée et la capacité des espèces à s'adapter. L'un des impacts immédiats est la mortalité directe des animaux pris au piège dans la zone affectée. Les incendies rapides et violents peuvent anéantir les populations locales, réduisant fortement la diversité animale et affectant l'équilibre des écosystèmes **(Heyward et Tissot, 1936 ; Zaitsev et al, 2016)**.

Même pour les animaux qui échappent aux flammes, les incendies de forêt entraînent la destruction de leur habitat vital. La perte des arbres, des plantes et des structures naturelles nécessaires à la recherche de nourriture, à la reproduction et à la protection contre les prédateurs menace la survie de nombreuses espèces. Ces animaux sont contraints de migrer vers d'autres zones à la recherche de ressources, ce qui peut provoquer une surpopulation et

une concurrence accrue pour les ressources disponibles dans les zones voisines.

En outre, les incendies perturbent les interactions écologiques complexes entre les espèces. De nombreuses espèces animales dépendent des autres pour la nourriture, la pollinisation ou la dispersion des graines. Lorsque certaines de ces espèces disparaissent à cause des incendies, cela crée un déséquilibre dans l'écosystème, affectant la survie et la reproduction des autres espèces qui en dépendent.

Les impacts des incendies de forêt sur les populations animales ne se limitent pas seulement au court terme. À long terme, ces incendies altèrent la régénération de la végétation et perturbent les dynamiques écologiques, ralentissant le rétablissement des zones affectées. Il peut falloir des années, voire des décennies, avant que ces zones ne se rétablissent complètement, prolongeant ainsi les difficultés pour la faune locale à retrouver un habitat approprié et des ressources alimentaires suffisantes (**Lyon, 1978**).

8. Impact des incendies de forêts sur le sol

8.1. La dégradation de la structure

La dégradation de la structure du sol est l'un des impacts les plus importants des incendies de forêt. Ces incendies provoquent des modifications profondes de la composition, de la structure et de la qualité du sol, ce qui affecte de manière significative l'écosystème forestier. Plusieurs facteurs sont à l'origine de cette dégradation, tels que la perte de la couche arable, la modification de la texture du sol, la réduction de la capacité de rétention d'eau et l'augmentation de l'érosion (**Hrelja et al, 2020**).

La perte de la couche arable, qui est essentielle pour la croissance des plantes, peut être causée par les températures élevées qui brûlent cette couche fertile. Cette perte affecte la capacité du sol à soutenir la végétation et perturbe le cycle des nutriments. La texture du sol peut également changer en raison de l'incendie, les sols pouvant devenir plus compactés et moins perméables à l'eau, réduisant ainsi leur capacité à retenir l'humidité nécessaire à la végétation. Enfin, l'augmentation de l'érosion après un incendie est un problème majeur, car l'absence de couverture végétale expose le sol aux forces de l'eau et du vent, ce qui entraîne une perte rapide de la couche supérieure du sol et une détérioration des conditions pour la régénération des écosystèmes (**Hrelja et al, 2022**).

Lors des incendies de forêt, la destruction de la couche arable, qui est la partie

supérieure et fertile du sol, a des conséquences directes sur la fertilité et la capacité du sol à soutenir la végétation. Cette couche est riche en matière organique, en nutriments essentiels et en microorganismes bénéfiques pour la croissance des plantes. Lorsque le feu brûle cette couche, il entraîne la perte de ses éléments nutritifs, rendant le sol moins favorable à la germination et à la croissance des nouvelles plantes, ce qui complique la régénération de la forêt **(Caon et al, 2014)**.

En plus de la perte de la couche arable, les incendies modifient également la texture du sol. La chaleur intense générée par le feu peut provoquer la fusion et la solidification des particules de sol, formant ainsi une croûte dure à la surface. Cette croûte empêche l'eau et les nutriments de pénétrer efficacement dans le sol, réduisant ainsi sa capacité à soutenir la végétation. De plus, les températures élevées peuvent détruire la structure agrégée du sol, ce qui diminue la porosité et la capacité du sol à absorber l'eau, rendant le sol encore moins propice à la croissance des plantes ; cela entraîne une accumulation d'eau en surface et augmente considérablement le risque d'érosion. Sans la couverture végétale et les débris organiques qui aident normalement à stabiliser le sol, les eaux de pluie peuvent s'écouler plus rapidement et emporter des particules de sol, ce qui accentue la dégradation du terrain.

De plus, les incendies de forêt réduisent la capacité du sol à retenir l'eau. En détruisant les débris végétaux et la végétation, le sol perd sa capacité à capter et retenir l'humidité. Cela augmente le ruissellement de l'eau de pluie, ce qui peut saturer le sol et entraîner une perte de nutriments vitaux. Cette diminution de la rétention d'eau affecte également les plantes et les animaux qui dépendent de cette ressource **(Ebel et al, 2012)**.

8.2. La vulnérabilité à l'érosion

Les incendies de forêt ont un impact majeur sur le sol, notamment en raison de la perte de la couverture végétale et de la vulnérabilité accrue à l'érosion. Lorsqu'un incendie détruit une forêt, il consomme les arbres, les plantes et d'autres éléments de la végétation. Cette disparition de la couverture végétale laisse le sol exposé aux forces érosives, telles que le vent et l'eau, ce qui accélère la dégradation et le déplacement des particules de sol **(Shakesby, 1993)**.

La couverture végétale joue un rôle crucial dans la protection du sol contre l'érosion. Les racines des plantes et des arbres aident à maintenir le sol en place, en empêchant son déplacement par le vent ou l'eau de ruissellement. De plus, la végétation agit comme un frein naturel en ralentissant la vitesse du vent et de l'eau, réduisant ainsi l'impact direct sur le sol.

Lorsque cette couverture est détruite par un incendie, le sol devient plus vulnérable à l'érosion, ce qui entraîne une perte de fertilité et de nutriments essentiels **(Stavi, 2019)**.

Les incendies modifient également la structure physique du sol, exacerbant ainsi sa vulnérabilité. La chaleur intense peut altérer des propriétés importantes du sol, telles que sa porosité, sa capacité à retenir l'eau et sa stabilité, rendant l'infiltration de l'eau plus difficile et augmentant le risque de ruissellement. De plus, les incendies peuvent détruire les couches superficielles du sol, tuant de nombreux organismes vivants, tels que les micro-organismes, champignons et bactéries, qui sont responsables de la décomposition de la matière organique et de la libération de nutriments. Cette perte de biodiversité affecte la fertilité du sol, rendant difficile la régénération de la végétation après l'incendie **(Certini, 2005)**.

L'érosion induite par les incendies de forêt peut avoir des répercussions importantes sur les écosystèmes voisins, en particulier sur les systèmes aquatiques. Lorsque les particules de sol sont emportées par les eaux de ruissellement, elles peuvent augmenter la turbidité de l'eau, ce qui affecte la qualité de l'eau et peut nuire aux organismes aquatiques. Une eau plus trouble réduit la pénétration de la lumière, perturbant ainsi la photosynthèse des plantes aquatiques et perturbant la chaîne alimentaire aquatique. De plus, les sédiments transportés par l'érosion peuvent se déposer dans les cours d'eau, obstruant les canaux et affectant les infrastructures comme les systèmes de drainage ou d'irrigation. Cette accumulation de sédiments peut perturber le fonctionnement normal de ces systèmes, entraînant des problèmes pour l'agriculture et d'autres activités humaines qui dépendent de l'eau **(Shakesby et al, 2011)**. Ainsi, l'érosion provoquée par les incendies de forêt ne se limite pas à affecter la terre, mais entraîne également des conséquences graves pour la qualité de l'eau, la biodiversité aquatique et les infrastructures humaines.

8.3. Effets sur les microorganismes du sol

Les incendies de forêt perturbent de manière significative la biodiversité du sol en détruisant les organismes qui y vivent. Les bactéries, les champignons, les vers de terre et d'autres micro-organismes jouent un rôle crucial dans la décomposition de la matière organique, la régulation des cycles des nutriments et la formation de la structure du sol. Lorsque ces organismes sont tués ou perturbés par les incendies, la capacité du sol à décomposer les matières organiques et à recycler les nutriments est réduite, ce qui affecte la fertilité du sol et ralentit la régénération des écosystèmes **(Borgogni et al, 2019)**.

Les températures élevées des incendies tuent de nombreux micro-organismes qui vivent dans le sol, et la destruction de la végétation empêche souvent la réintroduction de nouveaux organismes. Par exemple, les champignons, qui sont essentiels à la dégradation de la matière organique et à la symbiose avec les racines des plantes, peuvent être complètement éliminés. Cela perturbe la capacité du sol à renouveler ses nutriments et rend le sol moins fertile, rendant ainsi plus difficile la régénération de la végétation et la reconstruction de l'écosystème forestier (**Barreiro et al, 2021**). L'impact sur les vers de terre et autres invertébrés est également significatif. Ces organismes participent activement à l'aération du sol et à la décomposition de la matière organique, en créant des tunnels et en dégradant la matière organique en éléments nutritifs. Leur disparition ralentit les processus de formation du sol, et leur absence peut mener à une dégradation supplémentaire de la structure du sol.

En somme, les incendies de forêt ont un impact dévastateur sur la biodiversité du sol, perturbant les mécanismes naturels qui soutiennent la fertilité et la régénération des écosystèmes. Ce déséquilibre écologique peut avoir des effets à long terme sur la capacité du sol à maintenir une biodiversité saine et à soutenir les forêts dans leur ensemble (**Braslavskaya et al, 2022**).

Les incendies de forêt ont effectivement des impacts majeurs sur la biodiversité du sol. La destruction physique des habitats, notamment les débris végétaux qui servent d'abris aux organismes du sol, expose ces derniers à des conditions extrêmes. Les microorganismes et les invertébrés vivant dans les couches superficielles du sol, qui jouent un rôle crucial dans la dégradation de la matière organique et la régulation des cycles de nutriments, peuvent être tués par la chaleur intense et les flammes. Cette mortalité massive perturbe l'équilibre de l'écosystème du sol et ralentit la régénération biologique.

En plus des effets directs sur la faune du sol, les incendies modifient également les propriétés physico-chimiques du sol. La chaleur extrême peut altérer la structure du sol, notamment en modifiant sa porosité. Cette réduction de la porosité diminue la capacité du sol à retenir l'eau et à permettre son infiltration. Un sol moins perméable rend l'accès à l'eau plus difficile pour les organismes du sol, ce qui peut entraîner une dégradation de leur habitat et nuire à la régénération des plantes.

De plus, les cendres résultant de la combustion peuvent altérer le pH du sol, créant un environnement qui peut être moins favorable à certaines espèces de microorganismes. Un pH plus acide ou plus basique, causé par les cendres, affecte la solubilité de certains nutriments,

rendant leur disponibilité plus ou moins accessible pour les microorganismes et les plantes. Cela peut perturber les processus de décomposition de la matière organique et ralentir la régénération du sol **(Hernández et al 1997)**.

Les gaz toxiques libérés pendant les incendies, tels que le dioxyde de carbone et le monoxyde de carbone, peuvent également avoir un effet direct sur la vie souterraine. Ces gaz peuvent pénétrer dans le sol et modifier l'équilibre chimique, affectant encore davantage les microorganismes et perturbant les cycles biogéochimiques. En conséquence, les incendies de forêt ont des répercussions à la fois immédiates et à long terme sur la biodiversité du sol, affectant ainsi la fertilité, la régénération de la végétation et la structure écologique de l'environnement forestier.

Les incendies de forêts peuvent en effet introduire des substances toxiques dans le sol, aggravant ainsi leurs effets sur la biodiversité et la santé des écosystèmes. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui sont des produits de la combustion incomplète de matières organiques, sont des exemples de substances nocives pouvant être piégées dans le sol après un incendie. Ces composés chimiques peuvent être très persistants et avoir des effets délétères sur la faune du sol, y compris les microorganismes qui jouent un rôle crucial dans la dégradation de la matière organique et la régénération des nutriments. Leur présence dans le sol peut perturber ces processus vitaux et nuire à la fertilité à long terme **(Lopez et al, 2024)**. De plus, lors des précipitations, ces substances toxiques peuvent être lessivées par l'eau et contaminer les eaux souterraines, avec des conséquences potentiellement graves pour la qualité de l'eau et la santé humaine. La contamination des réserves d'eau souterraines peut également affecter la biodiversité aquatique, perturbant les écosystèmes aquatiques et mettant en danger les espèces qui dépendent de ces ressources.

Enfin, les incendies de forêt perturbent les interactions symbiotiques complexes entre les plantes et les microorganismes du sol. Les racines des plantes interagissent étroitement avec des mycorhizes et d'autres microorganismes qui facilitent l'absorption des nutriments et protègent contre les pathogènes. Les incendies peuvent détruire ces communautés de microorganismes bénéfiques, entraînant un déséquilibre dans la disponibilité des nutriments essentiels pour les plantes. Cette perturbation peut ralentir la régénération végétale après l'incendie et altérer la composition des communautés végétales à long terme, en modifiant la dynamique écologique de la forêt **(Vázquez et al, 1993)**.

Dans l'ensemble, les effets des incendies de forêt sur le sol, en termes de contamination,

de modification des propriétés physiques et chimiques, ainsi que de perturbation des interactions écologiques, peuvent avoir des répercussions à long terme sur la biodiversité, la régénération des forêts et la qualité de l'environnement.

8.4. Effets sur les paramètres chimiques du sol

Les incendies de forêt ont des conséquences significatives sur la fertilité et la composition chimique du sol. Ces événements destructeurs, engendrent des changements profonds dans les propriétés et la structure du sol, ce qui peut compromettre sa capacité à soutenir la vie végétale. Comprendre ces conséquences est essentiel pour évaluer l'impact à long terme des incendies de forêt sur les écosystèmes forestiers et pour élaborer des stratégies de gestion appropriées.

Lorsqu'un incendie se déclare, il brûle la litière et les matières organiques présentes à la surface du sol, ce qui entraîne une perte importante de matériel organique. La matière organique du sol est essentielle à la fertilité du sol car elle contribue à sa structure, à sa capacité de rétention d'eau et à la disponibilité des nutriments. La destruction de cette matière organique peut entraîner une diminution de la fertilité du sol et une altération de son équilibre biologique (**Certini, 2005**)

En outre, les incendies de forêt provoquent la libération de nombreux composés chimiques contenus dans la végétation en cours de combustion. Ces composés, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les métaux lourds et les particules fines, peuvent s'infiltrer dans le sol et altérer sa composition chimique. Certains de ces composés peuvent être toxiques pour les plantes et les micro-organismes présents dans le sol, limitant ainsi la régénération naturelle de la végétation après un incendie (**Fernandez-Marcos et al, 2022**).

De plus, les incendies de forêt peuvent modifier la structure physique du sol, en particulier sa porosité et sa stabilité. La chaleur intense d'un incendie peut provoquer des changements dans la structure agrégée du sol, ce qui entraîne la formation de couches compactées et dures, difficiles à pénétrer pour les racines des plantes. Cette modification de la structure du sol peut restreindre la capacité des plantes à absorber l'eau et les nutriments, compromettant ainsi leur croissance et leur développement.

En ce qui concerne la composition chimique du sol, les incendies de forêt peuvent entraîner des changements dans les concentrations de nutriments essentiels tels que l'azote, le

phosphore et le potassium. La perte de matière organique, qui est une source importante de nutriments pour les plantes, peut conduire à une diminution de leur disponibilité dans le sol. Parallèlement, la combustion de la végétation peut libérer des cendres riches en éléments nutritifs, contribuant à une augmentation de leur concentration dans le sol. Cependant, cette concentration accrue peut également être problématique car elle peut causer des déséquilibres et des carences nutritionnelles chez les plantes (**Simard et al, 2001**).

L'impact des incendies de forêt sur la fertilité et la composition chimique du sol dépend de plusieurs facteurs, tels que l'intensité de l'incendie, la nature des espèces végétales touchées et les conditions climatiques. Dans le cas de la forêt de pin maritime en Algérie, où les incendies sont fréquents, il est essentiel de comprendre ces conséquences pour élaborer des mesures de prévention et de restauration.

8.5. Effet des feux de forêt sur le carbone du sol

La combustion du carbone organique lors des feux de forêt est un processus majeur qui a des implications importantes sur le stock de carbone dans les sols forestiers. Le carbone organique, présent dans la matière végétale et animale en décomposition, est libéré dans l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone (CO_2) lorsqu'il est brûlé. Cette combustion du carbone organique peut avoir des conséquences à court et à long terme sur le stock de carbone dans les sols forestiers.

Lorsqu'un feu de forêt se déclenche, une grande quantité de biomasse végétale est consommée et se transforme en cendres. Ce processus de combustion libère du carbone sous forme de CO_2 , contribuant ainsi aux émissions de gaz à effet de serre (**Masyagina, 2021**). À court terme, la combustion du carbone organique réduit directement la quantité de carbone stockée dans la végétation et la matière organique du sol. Les feux de forêt peuvent donc entraîner une diminution significative du stock de carbone dans les écosystèmes forestiers touchés (**Hernández et al, 1997**). Cependant, les conséquences de la combustion du carbone organique vont au-delà de la simple libération de CO_2 . Les feux de forêt modifient également les conditions environnementales dans les sols, ce qui peut avoir un impact sur la décomposition de la matière organique et la régénération de la végétation. Les températures élevées atteintes pendant les feux de forêt peuvent affecter la structure du sol, altérant ainsi la disponibilité en eau et en nutriments nécessaires à la croissance des plantes. La combustion du carbone organique peut également modifier la composition chimique des sols. Les températures élevées générées lors des feux de forêt peuvent provoquer des transformations

chimiques dans les sols, notamment la volatilisation de certains éléments nutritifs essentiels tels que l'azote. Cela peut entraîner une perte de fertilité des sols et affecter la croissance future de la végétation. De plus, la combustion du carbone organique peut favoriser l'érosion des sols. Lorsque la végétation est détruite par un feu de forêt, elle ne fournit plus de couverture végétale pour protéger les sols contre les précipitations et le vent. Cela peut entraîner une augmentation de l'érosion, ce qui peut entraîner une perte supplémentaire de carbone dans les sols **(Kelly et al, 2021)**.

Les conséquences à long terme de la combustion du carbone organique au cours des feux de forêt dépendent de l'intensité du feu, de la fréquence des feux et de la capacité de régénération de la végétation. Dans les écosystèmes forestiers où les feux de forêt sont une partie naturelle du cycle écologique, la végétation peut se régénérer rapidement et contribuer à la reconstitution du stock de carbone dans les sols. Cependant, dans les écosystèmes où les feux de forêt sont plus fréquents ou plus intenses en raison du changement climatique ou de la gestion humaine, la récupération du stock de carbone peut prendre beaucoup plus de temps **(Pellegrini et al, 2022)**.

8.5.1. Minéralisation et séquestration du carbone après feu

Après un feu de forêt, les sols forestiers subissent de profondes modifications qui influencent les paramètres chimiques essentiels à l'écosystème. Parmi ces paramètres, la minéralisation et la séquestration du carbone jouent un rôle crucial dans la régulation du cycle du carbone et dans la dynamique de stockage de ce gaz à effet de serre dans les sols. Les feux de forêt peuvent avoir des effets significatifs sur ces processus, avec des conséquences importantes sur les stocks de carbone et sur le fonctionnement global des écosystèmes.

La minéralisation du carbone, également appelée respiration du sol, est le processus par lequel les microorganismes dégradent la matière organique présente dans le sol et la transforment en dioxyde de carbone. Après un feu de forêt, la minéralisation du carbone peut être fortement stimulée en raison de la libération de grandes quantités de matière organique brûlée. Les feux de forêt réduisent la résistance de la matière organique à la décomposition, ce qui entraîne une augmentation de la disponibilité des substrats carbonés pour les microorganismes. Par conséquent, la minéralisation du carbone augmente, conduisant à une libération accrue de dioxyde de carbone dans l'atmosphère **(Fernández et al, 1999)**. Cependant, malgré cette augmentation initiale de la minéralisation du carbone, les feux de forêt peuvent également avoir un effet sur la séquestration du carbone dans les sols. La

séquestration du carbone est le processus par lequel le carbone est stocké et retenu dans les sols, réduisant ainsi sa concentration atmosphérique. Les feux de forêt peuvent stimuler la séquestration du carbone en favorisant la croissance de nouvelles plantes et en augmentant la production de matière organique via la photosynthèse. De plus, les cendres résultant des feux de forêt peuvent apporter des éléments nutritifs et des composés organiques qui favorisent la croissance des plantes et la formation de matière organique dans le sol **(Zhao et al, 2012)**.

L'effet net des feux de forêt sur la séquestration du carbone peut être variable et dépend de plusieurs facteurs. Parmi ces facteurs, on peut citer la sévérité du feu (c'est-à-dire l'intensité et l'étendue de la combustion), les conditions environnementales post-incendie (telles que la disponibilité en eau et en nutriments), la composition floristique de la végétation repoussante et la présence de microorganismes spécifiques dans le sol. Ces facteurs peuvent influencer la compétition entre la minéralisation et la séquestration du carbone, et déterminer si le sol agit comme une source ou un puits de carbone après un feu de forêt **(Hatten et Zabowski, 2009)**.

8.5.2. L'impact des feux de forêt sur le cycle du carbone dans le sol

Les feux de forêt ont un impact considérable sur les écosystèmes forestiers, entraînant des changements significatifs dans les paramètres chimiques des sols. L'un de ces paramètres importants est le cycle du carbone dans le sol. Le carbone joue un rôle essentiel dans la fertilité des sols, la régulation du climat et le stockage de carbone à long terme. Comprendre l'impact des feux de forêt sur le cycle du carbone dans le sol est crucial pour évaluer les conséquences écologiques à long terme de ces événements ainsi que pour formuler des stratégies de gestion appropriées pour la restauration des écosystèmes forestiers.

Lorsque les feux de forêt se produisent, une grande partie de la biomasse végétale est brûlée, libérant du carbone dans l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone (CO_2). Cependant, une partie de ce carbone brûlé est également incorporée dans le sol, ce qui peut affecter le cycle du carbone. Les feux de forêt peuvent induire des changements dans les processus biogéochimiques du sol, affectant ainsi la quantité de carbone stocké et les flux de carbone entre l'écosystème et l'atmosphère **(Lasslop et al, 2019)**.

Après un feu de forêt, les sols peuvent subir une augmentation de la température, une réduction de la teneur en matière organique et une augmentation du pH du sol. Ces changements physico-chimiques peuvent avoir un impact sur les microorganismes du sol qui sont responsables de la dégradation de la matière organique et de la transformation du carbone

dans le sol. Par exemple, une augmentation de la température peut accélérer l'activité microbienne, ce qui peut conduire à une décomposition plus rapide de la matière organique et à une libération accrue de CO₂ dans l'atmosphère. De plus, la réduction de la teneur en matière organique peut diminuer la capacité des sols à stocker du carbone, car la matière organique est la principale source de carbone dans le sol **(Cheng et al, 2023)**.

Les feux de forêt peuvent également entraîner des changements dans la structure du sol, affectant ainsi la capacité de stockage du carbone. Par exemple, l'intensité du feu peut déterminer la gravité des destructions, avec des feux plus intenses pouvant causer une combustion complète de la litière, des feuilles mortes et des racines, conduisant à une perte significative de carbone. De plus, les feux peuvent induire la formation d'une croûte à la surface du sol, qui réduit la capacité d'infiltration de l'eau et peut entraîner une érosion accrue, emportant avec elle une partie du carbone du sol **(Lasslop et al, 2019)**.

Enfin, les feux de forêt peuvent également influencer les communautés microbiennes du sol, qui jouent un rôle crucial dans la transformation du carbone organique du sol. Les microorganismes du sol sont responsables de la dégradation de la matière organique et de la libération de CO₂. Lorsqu'un feu de forêt se produit, les communautés microbiennes peuvent être altérées, ce qui peut affecter les processus de décomposition et de transformation du carbone dans le sol. Les modifications de la composition des communautés microbiennes peuvent entraîner des changements dans la stabilité du carbone du sol et la disponibilité des nutriments pour la régénération des écosystèmes forestiers **(Zhou et al, 2019)**.

L'impact des feux de forêt sur le cycle du carbone dans le sol souligne l'importance des feux de forêt comme perturbateurs des écosystèmes forestiers et des cycles biogéochimiques naturels **(Seedre et al, 2014)**. Comprendre ces changements permet de mieux appréhender les conséquences à long terme des feux de forêt sur la séquestration du carbone et la résilience des écosystèmes forestiers face aux perturbations climatiques. En mettant en évidence cette interaction entre les feux de forêt et le cycle du carbone dans le sol, il est possible de formuler des stratégies de gestion adaptées pour préserver et restaurer les écosystèmes forestiers, en minimisant l'impact des feux de forêt sur le stockage et le flux de carbone dans le sol.

8.6. Effet sur l'azote

Lorsqu'un feu de forêt se déclare, il affecte non seulement la végétation, mais également les paramètres chimiques des sols forestiers. L'azote organique est l'un de ces paramètres qui subit des transformations importantes lors d'un incendie. L'azote organique représente une

part importante de la matière organique du sol, sa disponibilité et sa qualité influencent directement la fertilité du sol et la croissance des plantes. Comprendre les transformations de l'azote organique lors d'un feu de forêt est essentiel pour évaluer l'impact de ces incendies sur les écosystèmes forestiers.

Lors d'un feu de forêt, l'azote organique subit une série de transformations chimiques. Tout d'abord, la combustion de la matière organique végétale libère une quantité considérable d'azote sous forme gazeuse, principalement sous forme d'oxydes d'azote (NO_x). Ces oxydes d'azote peuvent être rapidement perdus dans l'atmosphère lors des feux de forêt intenses. L'oxyde nitreux (N_2O), un puissant gaz à effet de serre, est également libéré pendant la combustion, bien que sa quantité soit généralement faible en comparaison avec les autres composés d'azote (**Wang et al, 2014**). En plus de ces pertes d'azote gazeux, la combustion de la matière organique végétale entraîne également la formation de résidus carbonisés, connus sous le nom de charbon de bois. Le charbon de bois résulte d'une pyrolyse incomplète, c'est-à-dire d'une décomposition de la matière organique sous l'effet de la chaleur en l'absence d'oxygène. Le charbon de bois, qui peut perdurer dans le sol pendant des centaines, voire des milliers d'années, agit comme un réservoir de l'azote organique.

En ce qui concerne l'azote organique directement présent dans le sol, les transformations sont également significatives lors d'un feu de forêt. La chaleur intense générée par les flammes peut entraîner l'évaporation de l'humidité contenue dans le sol, provoquant ainsi la dégradation de la matière organique. Cette dégradation entraîne la minéralisation de l'azote organique, c'est-à-dire sa transformation en sels minéraux solubles, notamment en ammonium (NH_4^+). Cette libération d'ammonium peut conduire à une augmentation transitoire de la disponibilité en azote pour les plantes, si les conditions sont favorables (**Fernández-Fernández et al, 2017**).

Cependant, dans les sols brûlés, les pertes d'azote peuvent être importantes. La chaleur intense peut provoquer la volatilisation de l'ammonium, qui sera perdu dans l'atmosphère. Les pertes d'azote peuvent également se produire sous forme de gaz nitreux (N_2O), résultant des processus de dénitrification qui se produisent dans les sols brûlés en présence d'oxygène limité. La dénitrification est le processus de conversion des nitrates (NO_3^-) en azote gazeux, qui est ensuite libéré dans l'atmosphère.

Les transformations de l'azote organique lors d'un feu de forêt ont des conséquences à la fois sur les cycles biogéochimiques de l'azote et sur la fertilité des sols forestiers. La libération

d'azote sous forme gazeuse peut entraîner une perte de nutriments essentiels pour les écosystèmes et peut avoir des répercussions sur la qualité de l'air en augmentant la pollution atmosphérique. De plus, la minéralisation de l'azote organique peut contribuer à l'enrichissement en azote du sol, bien que cette disponibilité accrue d'azote puisse être temporaire en raison des pertes ultérieures par volatilisation ou dénitrification (**Gómez-Rey et al, 2013**).

Dans l'ensemble, les transformations de l'azote organique lors d'un feu de forêt sont un élément clé à prendre en compte lors de l'évaluation de l'impact des feux de forêt sur les sols forestiers. Ces transformations peuvent affecter la disponibilité des nutriments pour les plantes, la qualité de l'air et les cycles biogéochimiques de l'azote.

8.6.1. Les variations de la disponibilité en azote suite à un feu de forêt

Lorsqu'un feu de forêt se produit, il a un impact significatif sur les paramètres chimiques du sol, y compris la disponibilité en azote. L'azote joue un rôle clé dans la croissance et le développement des plantes, et il est essentiel pour maintenir l'équilibre écologique des écosystèmes forestiers. Les feux de forêt peuvent entraîner des changements importants dans les stocks d'azote du sol et leur disponibilité, ce qui peut avoir des conséquences durables sur la régénération de la végétation et sur la fertilité du sol. Suite à un feu de forêt, l'intensité de l'impact sur la disponibilité en azote peut varier en fonction de plusieurs facteurs. Tout d'abord, la gravité de la combustion de la matière organique du sol affecte directement la quantité d'azote perdue par évaporation ou volatilisation. Plus le feu est intense, plus les pertes en azote peuvent être élevées. De plus, la sévérité du feu, c'est-à-dire la profondeur à laquelle le sol a été brûlé, influence également la disponibilité en azote. Les feux plus intenses peuvent brûler le sol plus profondément, entraînant des pertes plus importantes d'azote (**Kong et al, 2015**).

Les feux de forêt peuvent également modifier certaines formes d'azote du sol et leur disponibilité pour les plantes. Par exemple, les feux peuvent favoriser la transformation de l'azote organique en ammonium et en nitrate, formes plus disponibles pour les plantes. Cela peut initialement augmenter la disponibilité en azote après un feu de forêt, favorisant la croissance des plantes pionnières et la régénération végétale. Cependant, avec le temps, ces formes d'azote peuvent être lessivées du sol, entraînant une diminution de la disponibilité en azote à long terme.

Les feux de forêt peuvent également provoquer des perturbations dans le cycle de

l'azote du sol. Par exemple, la combustion des substances organiques peut libérer des aérosols riches en azote dans l'atmosphère, contribuant à une augmentation des dépôts d'azote atmosphérique sur le sol environnant. Cela peut potentiellement augmenter la disponibilité en azote à la surface du sol et influencer la compétition entre les plantes pour l'azote disponible. Les interactions entre les feux de forêt et d'autres facteurs environnementaux tels que la pluviométrie et la température peuvent également influencer la disponibilité en azote du sol. Par exemple, des pluies torrentielles après un feu de forêt peuvent entraîner des pertes importantes d'azote par lixiviation, alors que des précipitations plus légères peuvent favoriser l'incorporation de l'azote dans le sol et son utilisation par les plantes (**Parker et al, 2001**).

Dans l'ensemble, les variations de la disponibilité en azote suite à un feu de forêt ont des implications importantes pour la régénération de la végétation et la santé globale des écosystèmes forestiers. Une disponibilité en azote réduite peut limiter la croissance des plantes et la récupération de la végétation après un feu de forêt. Il est donc essentiel de mieux comprendre les mécanismes qui régissent les variations de la disponibilité en azote et de développer des stratégies de gestion appropriées pour favoriser la régénération des écosystèmes forestiers après un feu. De plus, la compréhension de ces variations de la disponibilité en azote peut contribuer à la mise en place de pratiques de gestion des feux de forêt plus durables et à la conservation des sols forestiers à long terme.

8.6.2. L'influence des feux de forêt sur les cycles biogéochimiques de l'azote

Les feux de forêt ont un impact significatif sur les cycles biogéochimiques de l'azote dans les sols forestiers. L'azote est un élément essentiel pour la croissance des plantes et joue un rôle fondamental dans la formation des protéines, des acides nucléiques et d'autres composés organiques. Les feux de forêt peuvent altérer les réservoirs d'azote dans le sol et modifier les processus biogéochimiques qui régulent la disponibilité de cet élément crucial.

Lorsqu'un feu de forêt se déclare, la combustion des biomasses, y compris des arbres, des plantes et des matières organiques présentes dans le sol, libère une quantité importante d'azote sous forme gazeuse. Cela se produit principalement sous forme d'oxydes d'azote (NO_x), qui sont des polluants atmosphériques notables. Ces oxydes d'azote peuvent être transportés sur de longues distances par le vent et avoir des impacts sur l'environnement régional et mondial.

Le processus de combustion des biomasses peut également entraîner une volatilisation de l'azote organique présent dans le sol sous forme d'ammoniac (NH₃), qui est un gaz irritant

et potentiellement toxique. Cette volatilisation de l'ammoniac peut entraîner une perte significative d'azote du sol, réduisant ainsi la disponibilité de cet élément pour les plantes et altérant les équilibres biogéochimiques. De plus, les feux de forêt peuvent induire une augmentation de la température du sol, ce qui favorise la décomposition de la matière organique. Cette décomposition accrue entraîne la libération d'azote inorganique sous forme d'ammonium (NH_4^+) et de nitrate (NO_3^-). Ces composés azotés peuvent être lessivés par les eaux de pluie et entraîner une perte d'azote du sol, ce qui a des conséquences sur la fertilité du sol et le développement de la végétation (**Gustine et al, 2022**).

Les feux de forêt peuvent également altérer la composition du sol en affectant les bactéries, les champignons et les autres microorganismes qui jouent un rôle crucial dans les cycles de l'azote. Certains de ces microorganismes sont sensibles à la chaleur et peuvent être détruits pendant le feu, tandis que d'autres peuvent être induits à produire des enzymes de dégradation de la matière organique plus efficaces, accélérant ainsi le cycle de l'azote (**Smithwick et al, 2005**).

Les feux de forêt ont donc un impact significatif sur les cycles biogéochimiques de l'azote dans les sols forestiers. Ils entraînent une libération d'azote sous forme gazeuse, une volatilisation de l'ammoniac, une décomposition accrue de la matière organique et des altérations de la composition microbiologique du sol. Ces changements peuvent avoir des répercussions à la fois sur la disponibilité de l'azote pour les plantes et sur l'équilibre écologique global des écosystèmes forestiers.

8.7. Effet des feux de forêt sur la matière organique du sol

8.7.1. Décomposition de la matière organique

La décomposition de la matière organique suite à un feu de forêt est un processus complexe qui implique des interactions entre les composants biochimiques du sol et les facteurs environnementaux. Lorsqu'un incendie se produit, la matière organique présente dans le sol est soumise à des températures élevées, ce qui entraîne des altérations chimiques et physiques de ces composés. Cette décomposition de la matière organique suite à un feu de forêt a des implications significatives sur les paramètres chimiques du sol forestier.

L'une des conséquences majeures de la décomposition de la matière organique suite à un feu de forêt est la libération de dioxyde de carbone (CO_2) dans l'atmosphère. Lorsque la matière organique brûle, le carbone qu'elle contient est converti en CO_2 , contribuant ainsi aux

émissions de gaz à effet de serre. Cette augmentation des émissions de CO₂ a des répercussions sur le cycle du carbone et peut affecter le bilan carbone de l'écosystème forestier. De plus, le CO₂ libéré dans l'atmosphère peut contribuer au réchauffement climatique (**González-Pérez et al, 2004**). Outre la libération de CO₂, la décomposition de la matière organique suite à un feu de forêt peut également entraîner des modifications du pH du sol. Lorsque la matière organique brûle, des composés acides peuvent être générés, ce qui peut provoquer une baisse du pH du sol. Cette acidification du sol peut avoir des conséquences sur la disponibilité des nutriments pour les plantes et sur la composition de la flore microbienne du sol.

Les feux de forêt peuvent également induire des changements dans la structure des composés organiques du sol. La chaleur intense des flammes peut modifier la structure des molécules organiques, ce qui peut rendre ces composés moins résistants à la dégradation microbienne. En conséquence, la biodégradation de la matière organique peut augmenter après un incendie, ce qui peut influencer la disponibilité des nutriments et la stabilité du sol (**Jiménez-Morillo et al, 2020**).

Enfin, la décomposition de la matière organique suite à un feu de forêt peut avoir des répercussions sur la capacité du sol à retenir l'eau. Les hautes températures associées à un incendie peuvent entraîner la volatilisation de l'eau présente dans le sol et la dégradation de la structure du sol. Cela peut conduire à une diminution de la capacité du sol à retenir l'eau, ce qui peut avoir des conséquences sur la disponibilité en eau pour les plantes et la recharge des réserves souterraines.

Dans l'ensemble, la décomposition de la matière organique suite à un feu de forêt a des effets significatifs sur les paramètres chimiques du sol forestier. Les émissions de CO₂, les modifications du pH du sol, les changements dans la structure des composés organiques et les altérations de la capacité de rétention d'eau sont autant de conséquences de ce processus. Comprendre et étudier ces effets permet de mieux appréhender l'impact des feux de forêt sur les écosystèmes et de prendre des mesures de conservation et de gestion adaptées pour préserver la santé et la vitalité des sols forestiers.

8.7.2. Les changements dans la qualité et la quantité de la matière organique du sol

Les changements dans la qualité et la quantité de la matière organique du sol sont des conséquences majeures des feux de forêt. Ces événements naturels peuvent entraîner des modifications importantes dans la composition chimique et la teneur en matière organique du sol, ce qui a un impact significatif sur les propriétés biologiques, physiques et chimiques du. Comprendre ces changements est essentiel pour évaluer l'impact des feux de forêt sur écosystèmes forestiers et élaborer des stratégies de gestion appropriées.

Lors d'un feu de forêt, une grande quantité de matière organique accumulée la litière et dans les horizons supérieurs du sol est brûlé. Cela peut entraîner une réduction significative de la quantité totale de matière organique présente dans le sol. De plus, les températures élevées et la combustion incomplète pendant les feux de forêt peuvent provoquer des réarrangements moléculaires, des transformations chimiques de la matière organique et une perte de certains nutriments essentiels.

Les feux de forêt peuvent également avoir des effets sur la qualité de la matière organique du sol. La chaleur intense générée au cours d'un feu de forêt peut entraîner la formation de substances plus résistantes et moins décomposables, telles que le charbon de bois. Ces substances peuvent rester dans le sol pendant plusieurs années voire des décennies, modifiant ainsi la composition chimique du sol et sa capacité de stockage de carbone (**Certini et al, 2011**).

En outre, les feux de forêt peuvent altérer la structure physique du sol, ce qui a des répercussions sur les propriétés du sol liées à l'eau et aux nutriments. Les températures élevées du feu peuvent entraîner l'aggrégation du sol, c'est-à-dire la formation de granules solides constitués de particules plus petites. Cela peut entraîner une perte de la porosité du sol et une diminution de sa capacité à retenir l'eau et à favoriser la croissance des racines des plantes.

Les perturbations causées par les feux de forêt peuvent également favoriser l'érosion du sol. L'absence de végétation et la perte de litière suite au feu peuvent accroître le risque d'érosion par les précipitations. Cette érosion peut entraîner une perte supplémentaire de matière organique et de nutriments, exacerbant ainsi les changements dans la qualité et la quantité de la matière organique du sol.

Les changements dans la qualité et la quantité de la matière organique du sol dus aux feux de forêt ont un impact significatif sur la santé et la productivité des écosystèmes forestiers. Une diminution de la quantité de matière organique peut réduire la fertilité du sol et affecter la croissance des plantes. Les modifications de la composition chimique de la matière organique peuvent influencer les processus biologiques tels que la décomposition de la matière organique et le recyclage des nutriments **(González-Pérez et al, 2004)**.

Les feux de forêt entraînent des changements importants dans la qualité et la quantité de la matière organique du sol. Ces changements ont des répercussions sur les propriétés biologiques, physiques et chimiques du sol, et peuvent influencer la santé et la productivité des écosystèmes forestiers. Comprendre ces effets est essentiel pour élaborer des stratégies de gestion appropriées visant à restaurer et à maintenir la santé des sols après les feux de forêt, et à minimiser les impacts négatifs sur les écosystèmes forestiers.

L'impact des feux de forêt sur la biodiversité microbienne liée à la matière organique du sol est un sujet d'étude important dans le domaine de l'écologie et de la conservation des écosystèmes forestiers. Les feux de forêt peuvent avoir des conséquences significatives sur les communautés microbiennes présentes dans le sol, en modifiant la composition et l'abondance des organismes microscopiques qui jouent un rôle clé dans la décomposition de la matière organique.

Les feux de forêt libèrent une quantité considérable de chaleur, qui peut atteindre des températures très élevées. Cette chaleur intense provoque la combustion de la végétation et la destruction d'une grande partie de la matière organique du sol. Les microorganismes présents dans le sol sont sensibles à ces températures élevées et peuvent être tués ou sérieusement affectés par les feux. Cela conduit à une diminution de la diversité et de l'abondance des organismes microbiens dans les sols brûlés **(Barreiro et Díaz-Raviña, 2021)**.

De plus, les feux de forêt modifient la composition chimique du sol en brûlant la matière organique. La combustion de la matière organique produit des substances toxiques telles que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui peuvent avoir un effet inhibiteur sur les organismes microscopiques. Certaines études ont montré que les HAP et d'autres composés chimiques présents dans les sols brûlés peuvent inhiber l'activité microbienne et perturber le fonctionnement normal des écosystèmes **(Rey-Salgueiro et al, 2018)**.

Les conséquences de ces changements dans la biodiversité microbienne et la chimie du sol sont multiples. Les microorganismes du sol jouent un rôle clé dans la décomposition de la matière organique, ce qui contribue à la formation d'humus et à la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes. Lorsque la biodiversité microbienne est perturbée par les feux de forêt, cela peut entraîner une réduction de l'activité microbienne et une diminution de la décomposition de la matière organique. Cela peut entraîner une baisse de la fertilité du sol, une diminution de la disponibilité des nutriments essentiels pour les plantes et une altération de la structure et de la stabilité du sol.

De plus, la diversité des microorganismes du sol est également importante pour la résilience de l'écosystème face aux perturbations. Une biodiversité microbienne élevée permet une plus grande stabilité et résistance aux perturbations environnementales, telles que les fluctuations de température et d'humidité. Lorsque les feux de forêt altèrent la biodiversité microbienne, cela peut affaiblir la capacité de l'écosystème à se rétablir après un incendie et augmenter sa vulnérabilité à d'autres perturbations **(Guénon et al, 2013)**.

8.8. Effet sur le pH du sol

Les variations dans le pH du sol après un feu de forêt peuvent avoir un impact significatif sur les paramètres chimiques du sol forestier. Le pH est une mesure de l'acidité ou de l'alcalinité du sol et il joue un rôle clé dans la disponibilité des nutriments pour les plantes et dans la santé globale de l'écosystème forestier. Lorsqu'un feu de forêt se déclenche, les températures élevées peuvent provoquer des changements dans la composition chimique du sol, ce qui peut entraîner des variations dans le pH. Lors d'un feu de forêt, les températures élevées peuvent décomposer la matière organique présente dans le sol, libérant des composés organiques volatils qui peuvent réagir avec l'eau du sol pour former des acides organiques. Ces acides organiques peuvent abaisser le pH du sol, le rendant plus acide. De plus, les cendres résultant du feu peuvent être riches en éléments tels que le potassium et le calcium, qui sont des bases et peuvent augmenter le pH du sol, le rendant plus alcalin **(Hrelja et al, 2020)**.

Les variations du pH du sol après un feu de forêt peuvent avoir des conséquences sur la disponibilité des nutriments pour les plantes. Un pH du sol trop acide peut entraîner une libération accrue d'aluminium, un élément toxique pour de nombreuses espèces végétales. Cela peut entraîner une diminution de la croissance et de la santé des plantes, ce qui peut avoir des répercussions sur la régénération de la végétation après un feu de forêt. D'un autre

côté, un pH trop alcalin (élevé) peut réduire la solubilité de certains nutriments essentiels pour les plantes, tels que le fer et le zinc, limitant ainsi leur disponibilité pour la végétation (**Caon et al, 2014**).

Les variations dans le pH du sol après un feu de forêt peuvent également influencer la composition de la communauté microbienne du sol. Les micro-organismes du sol jouent un rôle crucial dans les cycles biogéochimiques, la décomposition de la matière organique et la disponibilité des nutriments pour les plantes. Des variations dans le pH du sol peuvent favoriser la croissance de certains groupes de micro-organismes et inhiber celle d'autres, ce qui peut avoir des conséquences sur les processus microbiens du sol (**Prendergast-Miller et al, 2017**).

En intégrant les informations sur les variations dans le pH du sol après un feu de forêt, il est possible de mieux comprendre les effets des feux de forêt sur les paramètres chimiques des sols forestiers. Ces variations peuvent avoir des conséquences à long terme sur la santé de l'écosystème forestier, notamment sur la régénération des espèces végétales et la disponibilité des nutriments. Il est donc crucial de prendre en compte ces variations dans la planification de la gestion forestière après un feu de forêt, afin de favoriser une récupération efficace et durable de ces écosystèmes perturbés.

8.9. Effets sur les éléments nutritifs

Les changements dans la teneur en éléments nutritifs tels que le phosphore, le potassium, et les autres éléments, sont un aspect important à considérer lorsqu'on étudie l'effet des feux de forêt sur les paramètres chimiques des sols forestiers. Les feux de forêt ont la capacité de modifier la concentration et la disponibilité de ces éléments nutritifs, ce qui influence directement la fertilité du sol et la croissance de la végétation. Comprendre ces changements est crucial pour évaluer l'impact à long terme des feux de forêt sur la santé des écosystèmes forestiers.

Lorsqu'un feu de forêt se déclenche, il brûle la matière organique présente dans le sol ainsi que la végétation environnante. Cette combustion libère des éléments nutritifs stockés dans la biomasse végétale, les rendant disponibles pour être réutilisés par les plantes. Le phosphore, par exemple, est un élément essentiel pour la croissance des plantes, et sa libération lors des feux de forêt peut stimuler la régénération de la végétation après l'incendie. De même, le potassium est nécessaire pour de nombreux processus métaboliques des plantes, et sa disponibilité accrue peut favoriser la croissance des nouvelles pousses (**Pereira et al,**

2014).

Cependant, l'effet des feux de forêt sur les éléments nutritifs du sol n'est pas seulement bénéfique. Dans certains cas, les feux peuvent entraîner une perte nette d'éléments nutritifs, en particulier si l'incendie est intense et s'étend sur une grande surface. L'intensité du feu et la température atteinte durant la combustion peuvent influencer la répartition des éléments nutritifs dans le sol. Par exemple, une température élevée peut entraîner la volatilisation du potassium, qui est ensuite perdu dans l'atmosphère plutôt que d'être réabsorbé par le sol. De plus, les feux de forêt peuvent provoquer une érosion du sol, entraînant une perturbation des nutriments et des éléments nutritifs vers les cours d'eau, ce qui peut avoir des effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques **(Caon et al, 2014)**.

Outre les feux de forêt, d'autres facteurs peuvent également influencer la teneur en éléments nutritifs du sol. Par exemple, la composition des espèces végétales qui colonisent le sol après un incendie peut avoir un impact sur la disponibilité des nutriments. Certaines espèces pionnières ont des besoins nutritifs spécifiques et peuvent favoriser l'accumulation ou la libération de certains éléments nutritifs dans le sol. De plus, les processus de décomposition de la matière organique brûlée peuvent influencer la disponibilité des éléments nutritifs. La dégradation des résidus de la combustion par les microorganismes peut libérer des nutriments liés dans le sol, ce qui influence la composition et la concentration des éléments nutritifs.

L'étude des changements dans la teneur en éléments nutritifs des sols après les feux de forêt permet d'obtenir des informations importantes sur la régénération de la végétation et la santé globale des écosystèmes forestiers. Ces éléments nutritifs sont essentiels pour la croissance des plantes et jouent un rôle clé dans les interactions entre les plantes, les microorganismes et d'autres organismes du sol. Comprendre comment les feux de forêt influencent ces paramètres chimiques est donc essentiel pour évaluer l'effet à long terme des feux de forêt sur la biodiversité et la résilience des écosystèmes forestiers **(Hrelja et al, 2020)**.

En somme, les feux de forêt ont la capacité de modifier la teneur en éléments nutritifs tels que le phosphore, le potassium, etc. dans les sols forestiers. Ces changements peuvent être bénéfiques en favorisant la régénération de la végétation après l'incendie, mais ils peuvent également entraîner une perte nette d'éléments nutritifs, en particulier si l'incendie est intense et s'étend sur une grande surface. La composition des espèces végétales après un incendie et les processus de décomposition de la matière organique brûlée sont également des facteurs qui

influencent la disponibilité des éléments nutritifs dans le sol. Comprendre ces changements permet d'évaluer l'impact des feux de forêt sur la santé des écosystèmes forestiers et de développer des stratégies de gestion appropriées pour promouvoir la résilience et la récupération des écosystèmes après un incendie.

8.10. Les effets à long terme des feux de forêt sur la fertilité du sol

Lorsque les feux se propagent, ils brûlent la végétation, les débris organiques et parfois même le sol lui-même. Cette combustion intense peut avoir des répercussions sur la fertilité du sol à long terme. L'un des effets les plus importants des feux de forêt sur la fertilité du sol est la perte de matière organique. La matière organique, composée de résidus végétaux et d'organismes décomposés, est essentielle pour maintenir la structure du sol, retenir l'eau et fournir des nutriments aux plantes. Lorsque les feux de forêt brûlent cette matière organique, ils laissent derrière eux un sol appauvri en nutriments et moins capable de retenir l'eau. Cela peut entraîner une diminution de la fertilité du sol et rendre difficile la régénération de la végétation après un incendie (**Bowd et al, 2019**).

Un autre effet des feux de forêt sur la fertilité du sol est l'altération de la composition chimique du sol. Les températures élevées atteintes pendant les incendies peuvent provoquer des réactions chimiques complexes dans le sol, modifiant ainsi les propriétés physiques et chimiques du sol. Par exemple, les feux de forêt peuvent provoquer une augmentation du pH du sol, rendant l'environnement moins favorable à certaines espèces végétales. De plus, les feux peuvent également entraîner des pertes de nutriments tels que l'azote, le phosphore et le potassium, qui sont essentiels à la croissance des plantes. Ces pertes de nutriments peuvent avoir des effets durables sur la fertilité du sol et la capacité des plantes à se régénérer après un incendie (**Certini, 2005**).

La régénération du sol après un feu de forêt dépend de plusieurs facteurs, tels que l'intensité et la durée de l'incendie, le type de végétation brûlée et les caractéristiques du sol lui-même. Dans certaines situations, les feux de forêt peuvent en réalité stimuler la fertilité du sol à long terme. Par exemple, les feux de forêt peuvent libérer des nutriments stockés dans la végétation brûlée, ce qui peut favoriser la repousse des plantes après l'incendie. De plus, les cendres produites par les feux peuvent être riches en minéraux, ce qui peut améliorer la qualité chimique du sol. Cependant, ces effets bénéfiques peuvent être temporaires et dépendent des conditions spécifiques du site et de la capacité de la végétation à se régénérer. Dans de nombreux cas, les feux de forêt peuvent entraîner des effets négatifs à long terme sur

la fertilité du sol, tels que la baisse de la teneur en matière organique, la perte de nutriments essentiels et l'altération de la structure du sol. Ces effets peuvent rendre le sol moins propice à la croissance de nouvelles plantes et entraîner des modifications importantes de l'écosystème forestier **(Guénon et al, 2013)**.

Les feux de forêt ont des effets à long terme sur la fertilité du sol. La perte de matière organique, les pertes de nutriments et les altérations chimiques peuvent entraîner une diminution de la fertilité du sol et poser des défis pour la régénération de la végétation après un incendie. Il est important de prendre en compte ces effets lors de la gestion des incendies de forêt et de mettre en place des mesures qui favorisent la récupération et la restauration des sols après un incendie.

9. Régénération de la végétation post-incendie

Le phénomène de régénération post-incendie est un processus naturel qui suit l'incendie de forêt et permet aux écosystèmes forestiers de se remettre progressivement des dégâts causés par le feu. Après qu'un incendie ait ravagé une forêt, il détruit une grande partie de la végétation, y compris les arbres, les plantes herbacées, les arbustes et la faune qui les habite. Cependant, la nature a développé plusieurs mécanismes pour faciliter la régénération de la végétation.

La première étape de ce processus est la germination des graines qui ont survécu à l'incendie. Certaines espèces végétales possèdent des graines résistantes à la chaleur et peuvent germer après le passage du feu. D'autres, ont des racines ou des souches qui peuvent repousser même après avoir été brûlées, permettant ainsi la régénération végétale.

En plus de cela, les graines peuvent être transportées par le vent, les animaux ou l'eau, ce qui favorise la recolonisation de la zone incendiée. Ce phénomène est crucial pour la restauration de l'écosystème forestier, car il permet de rétablir la couverture végétale, de stabiliser le sol et de renforcer la biodiversité **(Gouveia et al, 2010)**.

Cependant, la régénération naturelle peut être influencée par divers facteurs, tels que la gravité de l'incendie, les conditions climatiques et la disponibilité des semences. Dans certains cas, si les incendies sont trop fréquents ou trop intenses, la régénération naturelle peut être compromise, nécessitant alors des interventions humaines pour soutenir le processus de restauration.

La régénération post-incendie suit un processus en plusieurs étapes qui permet à

l'écosystème forestier de se rétablir. Après l'incendie, la première étape cruciale est la libération des nutriments. Le feu décompose la matière organique présente dans le sol, libérant des éléments nutritifs essentiels comme l'azote, le phosphore et le potassium. Ces nutriments nourrissent la terre et facilitent la croissance des nouvelles plantes, fournissant une base pour la régénération végétale **(Ne'eman et al, 2009)**.

La deuxième étape de ce processus est la stimulation de la germination des graines dormantes dans le sol. Les feux de forêt peuvent réveiller ces graines, qui ont des mécanismes naturels de survie. La chaleur intense du feu ou les signaux chimiques émis par la fumée déclenchent la germination de ces graines, qui commencent à croître dans les conditions post-incendie. Les jeunes plantes, ou semis, qui émergent après la germination, sont souvent adaptées aux conditions extrêmes du site brûlé. Elles ont des capacités de croissance rapide pour capter les ressources disponibles, comme l'eau et les nutriments libérés par l'incendie. Certaines espèces présentent également des adaptations particulières, comme des écorces résistantes au feu ou des feuilles épaisses, qui leur permettent de survivre et de prospérer malgré la chaleur intense **(Roshan et al, 2022)**.

Outre la régénération des espèces déjà présentes, un incendie peut favoriser la colonisation par de nouvelles espèces végétales. Ces nouvelles espèces peuvent arriver par le biais de graines transportées par divers mode de dissémination comme le vent, l'eau ou les animaux. Ce phénomène augmente la diversité végétale et joue un rôle essentiel dans la re-végétalisation de l'écosystème forestier. En combinant la germination des graines dormantes et la colonisation par de nouvelles espèces, la régénération post-incendie permet aux forêts de se renouveler, créant ainsi un environnement plus résilient face aux incendies futurs.

Les cycles de régénération de la végétation post-incendie varient en fonction de plusieurs facteurs, notamment la gravité de l'incendie, les conditions climatiques et les caractéristiques de l'écosystème en question. Dans certains cas, la régénération peut être un processus lent, prenant plusieurs années, voire des décennies, pour que la végétation atteigne un état similaire à celui d'avant l'incendie. Cependant, dans d'autres situations, la régénération peut être rapide et complète, avec un retour à l'état de la végétation initiale en quelques années suivant l'incendie **(Nolan et al, 2021)**.

La régénération post-incendie est un processus naturel crucial pour le renouvellement de la végétation après un incendie de forêt. Ce phénomène implique plusieurs étapes, telles que la libération des nutriments dans le sol, l'activation des graines dormantes, la germination

de nouvelles plantes et la colonisation par de nouvelles espèces végétales. Ce mécanisme est essentiel pour maintenir la biodiversité et la fonctionnalité des écosystèmes forestiers après un incendie. Comprendre ce processus permet non seulement d'évaluer l'impact des incendies de forêt sur la végétation, mais aussi de développer des stratégies de gestion durable des écosystèmes affectés. La régénération post-incendie contribue à la résilience des forêts face aux incendies futurs et soutient la stabilité écologique de ces espaces naturels.

10. Rôle des plantes pionnières dans la restauration du sol après feu

Les feux de forêt ont un impact significatif sur les sols forestiers, modifiant leurs caractéristiques chimiques et physiques. Cependant, après un incendie, le sol a la capacité de se régénérer et de se rétablir au fil du temps. Les plantes pionnières jouent un rôle clé dans ce processus de restauration du sol après un feu de forêt. Elles sont les premières à coloniser les zones brûlées et à établir les bases pour la reconstitution de l'écosystème.

Les plantes pionnières sont des espèces capables de prospérer dans des conditions difficiles et dans des environnements perturbés, tels que les zones brûlées. Elles présentent des adaptations qui leur permettent de survivre et de se développer rapidement après un incendie, contribuant ainsi à l'établissement d'un nouveau sol. Ces plantes sont souvent caractérisées par leur capacité à pousser rapidement, à disperser leurs graines sur de grandes distances et à tolérer des conditions de faible fertilité du sol (Figure 1).

Une fois installées, les plantes pionnières contribuent à la restauration du sol après un feu de forêt de différentes manières. Tout d'abord, leur système racinaire aide à stabiliser le sol, en réduisant l'érosion causée par les précipitations. Les racines des plantes pionnières pénètrent les couches supérieures du sol, favorisant ainsi leur aération et leur infiltration d'eau. Cette action rend le sol plus perméable et permet une meilleure pénétration des nutriments (Calderisi et al, 2025).

De plus, les plantes pionnières jouent un rôle crucial dans le cycle des éléments nutritifs du sol. Après un feu de forêt, le sol perd une grande quantité de carbone organique et de nutriments essentiels. Les plantes pionnières, en colonisant rapidement le territoire, captent une partie de ces nutriments et les recyclent dans leur biomasse. Lorsque ces plantes meurent, elles enrichissent le sol en matière organique décomposable, contribuant ainsi à sa fertilisation et à son amélioration à long terme. En outre, les plantes pionnières sont souvent des fixatrices d'azote, capables d'assimiler l'azote atmosphérique et de le convertir en une forme utilisable

par les autres plantes. Cela favorise la fixation de l'azote dans le sol et favorise la croissance d'autres plantes, facilitant ainsi la recolonisation végétale (**Arunrat et al, 2023**).

Les plantes pionnières jouent un rôle essentiel dans la restauration du sol après un feu de forêt. Leur capacité à s'installer rapidement, à stabiliser le sol, à recycler les nutriments et à fixer l'azote contribue à la création des conditions nécessaires à la régénération de l'écosystème. En comprenant le rôle crucial des plantes pionnières dans la restauration du sol, il est possible de mettre en place des mesures de gestion adaptées après un incendie, favorisant ainsi une récupération plus rapide et efficace de l'écosystème forestier.

11. Récupération de la faune affectée par les incendies

Les mécanismes de récupération de la faune après un incendie de forêt sont essentiels pour restaurer les écosystèmes endommagés et préserver la biodiversité. Outre la régénération naturelle des habitats et les efforts de réintroduction, l'un des moyens les plus importants pour soutenir la faune est la création de corridors écologiques. Ces corridors, qui relient des habitats séparés par l'incendie, facilitent les déplacements des animaux, réduisent l'isolement des populations et permettent une recolonisation plus rapide des zones touchées.

En favorisant les échanges entre différents groupes d'animaux, les corridors écologiques aident à maintenir la diversité génétique des espèces et contribuent à la reconstitution des populations animales. De plus, ils offrent des voies de migration et d'adaptation aux animaux, augmentant ainsi leur chance de survie à long terme après un incendie. Ces corridors jouent donc un rôle clé dans la résilience des écosystèmes post-incendie en soutenant la connectivité et la dynamique des habitats (**Athias-Binche, 1987**).



Figure 1 : Reprise de la végétation du site d'étude 12 mois après l'incendie (à gauche) et activité de la faune du sol (à droite).

Un autre mécanisme crucial de récupération de la faune après un incendie est la réhabilitation des habitats détruits. Cela comprend plusieurs actions, telles que la restauration de la végétation, la replantation d'espèces végétales adaptées à l'écosystème local, et parfois la réintroduction d'animaux dans leurs habitats naturels. Cette approche permet de restaurer les conditions de vie essentielles à la faune, comme la disponibilité de nourriture, d'abris et de zones de reproduction (**Gongalsky et Persson, 2013**).

La réintroduction d'espèces animales, en particulier celles dont les populations ont été décimées, peut également jouer un rôle clé dans le rétablissement de l'équilibre écologique. Elle aide à prévenir l'érosion de la biodiversité en rétablissant des interactions écologiques complexes et nécessaires au bon fonctionnement des écosystèmes. Ainsi, la réhabilitation des habitats et la réintroduction d'espèces animales sont des stratégies qui soutiennent la résilience des écosystèmes forestiers après un incendie.

Parallèlement à ces mécanismes, il est essentiel de mettre en place des mesures de protection de la faune pendant la phase de récupération. Cela peut inclure la création de zones protégées temporaires, offrant aux populations animales un environnement sans perturbations humaines. Des actions de surveillance et de suivi sont également mises en œuvre pour évaluer l'efficacité des stratégies de récupération et adapter les actions en fonction des résultats. La protection des animaux pendant cette phase garantit la stabilité des populations et aide à préserver les espèces après un incendie de forêt (**Bendall et al, 2021**).

Un autre aspect fondamental de la récupération est la sensibilisation ainsi que

l'éducation des communautés locales et du grand public. Impliquer la population dans les efforts de restauration est essentiel, notamment en les informant sur l'importance de la conservation de la faune et des écosystèmes. L'éducation environnementale peut ainsi encourager des comportements respectueux de l'environnement et stimuler la participation communautaire à la préservation de la biodiversité.

Les mécanismes de récupération de la faune sont essentiels pour restaurer les écosystèmes après un incendie. La création de corridors écologiques, la réhabilitation des habitats, la protection de la faune et la sensibilisation du public sont des stratégies complémentaires qui soutiennent la régénération de la faune et contribuent à la conservation de la biodiversité. Ces actions permettent une gestion plus efficace et une meilleure récupération des zones touchées par les incendies de forêt.

Chapitre II : Le Pin maritime

1. Distribution et écologie

Le Pin maritime (*Pinus pinaster*) est un conifère à feuilles persistantes de la famille des Pinacées (Figure 2). Il est connu pour sa croissance rapide, sa rusticité et son intolérance à l'ombre. Il pousse naturellement du Portugal à la Grèce et du Maroc à la Tunisie, et est indigène dans des pays comme la France, l'Espagne, l'Italie, le Maroc et le Portugal (Figure 3).



Figure 2 :Un Pin maritime de la région maritime d'étude épargné par l'incendie.

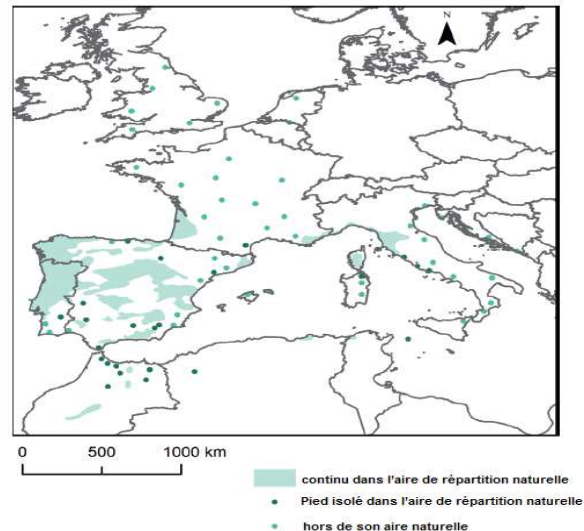


Figure 3 : Aire de répartition du Pin

Le Pin maritime se retrouve également en dehors de son aire d'origine, notamment en Australie, en Nouvelle-Zélande, en Afrique du Sud, au Chili, en Argentine et en Turquie, entre autres (Figure 4). Son large déploiement est dû à son bois de qualité, sa grande capacité d'adaptation et sa production abondante de graines dispersées par le vent. Ces caractéristiques font du Pin maritime un colonisateur agressif dans certaines régions où il a été introduit.

Le pin maritime pousse dans des conditions climatiques modérées, avec une température moyenne annuelle entre 13 et 15 °C, et entre 8 et 10 °C pendant les mois les plus froids. Il nécessite des précipitations annuelles de plus de 800 mm (dont au moins 100 mm pendant la saison sèche) et peut se développer jusqu'à 800 m d'altitude. Peu sensible aux gelées d'automne et d'hiver, il est cependant vulnérable aux gelées printanières et à la neige.

Cette espèce préfère des sols légers, bien drainés et d'une profondeur d'au moins 30 cm, mais elle ne tolère pas les sols calcaires, salins, hydromorphes ou compactés. Elle peut s'adapter à des sols pauvres et peu profonds grâce à ses faibles besoins en nutriments et à ses

associations ectomycorhiziennes, qui facilitent l'absorption des nutriments dans des sols au $\text{pH} \leq 5$ (Fonseca et al, 2022).

Son système racinaire comprend des racines superficielles, qui assurent la stabilité de l'arbre et absorbent l'eau et les nutriments et des racines profondes qui fixent l'arbre et lui permettent d'accéder à l'eau souterraine. Ce système assure une bonne stabilité, sauf en cas de saturation totale d'eau dans les sols sableux.

Le pin maritime a une croissance limitée par la disponibilité des nutriments : plus cette disponibilité est faible, plus sa croissance est réduite. Il peut atteindre une hauteur de 30 à 40 mètres et vivre entre 80 et 300 ans. Intolérant à l'ombre, il est capable de résister aux périodes de sécheresse estivale typiques de la région méditerranéenne. Grâce à la forte réactivité de ses stomates au manque d'eau, il parvient à maintenir un bon niveau d'hydratation de ses tissus.

Pinus pinaster est une espèce pionnière, largement utilisée pour stabiliser les dunes côtières constituées de sables pauvres en matière organique, minéraux et en capacité de rétention d'eau. En France, le pin maritime couvre 1 015 000 hectares, principalement dans les Landes, qui constituent la plus grande forêt monospécifique du pays. Bien qu'il représente seulement 5 % de la superficie forestière nationale, il est l'espèce la plus exploitée, avec 6,7 millions de m^3 récoltés chaque année. En Espagne, il est largement présent dans le nord-ouest, notamment en Galice, dans les Asturies et la province de León. C'est le principal conifère en termes de superficie (433 754 hectares) et de production de bois, avec 3,4 millions de m^3 récoltés en 2017. Au Portugal, le pin maritime s'étend sur 713 300 hectares, principalement dans les zones côtières et les régions intérieures du nord et du centre, jusqu'à 900 m d'altitude. Il est le conifère dominant dans ces régions, avec une croissance estimée à 67 millions de m^3 et une disponibilité en bois de 1,8 million de m^3 en 2018, malgré une consommation de 4,2 millions de m^3 (Fonseca et al, 2022).

En Algérie, Selon **Bensaid (1981)**, le Pin maritime occupe une superficie de 12000 hectares et se localise principalement dans la région côtière au sud de Bejaia (forêt de Bougarouni), à Annaba (forêt de Bouchie de belle) où il cohabite avec le chêne-liège et à Jijel (Région de Kessir). On peut également le rencontrer à Guelma, Tlemcen et dans l'Atlas Blidéen.

La végétation qui accompagne le Pin maritime varie selon l'origine écologique des peuplements, qu'ils soient littoraux ou montagnards. Dans les régions littorales, les peuplements de Pin maritime s'associent fréquemment à des espèces telles que : le chêne-liège (*Quercus suber*), le chêne zéen (*Quercus canariensis*), l'arbousier (*Arbutus unedo*), la bruyère à balai (*Erica scoparia*), la bruyère arborescente (*Erica arborea*), le myrte (*Myrtus communis*), le ciste à feuilles de sauge (*Cistus salviifolius*), le ciste de Montpellier (*Cistus monspeliensis*), le genêt de Numidie (*Genista numidica*) et le daphné (*Daphne gnidium*).

Dans les zones montagnardes, le Pin maritime est accompagné d'espèces telles que : le chêne vert (*Quercus ilex*), le chêne zéen (*Quercus canariensis*), le pin d'Alep (*Pinus halepensis*), le romarin (*Rosmarinus officinalis*), l'épine-vinette d'Espagne (*Berberis hispanica*), les filaires (*Phillyrea angustifolia* et *Phillyrea latifolia*), le genêt à trois fleurs (*Genista tricuspidata*), le viorne-tin (*Viburnum tinus*), diverses espèces de cistes et de daphnés (**Boudy, 1950**).

2. Importance et usage

Le pin maritime joue un rôle économique majeur grâce aux produits et services issus de ses forêts. Son bois et sa résine, utilisés dans de nombreux domaines, soutiennent un secteur forestier-industriel complexe. En plus de la transformation du bois, il alimente diverses entreprises spécialisées dans les produits résineux. Au Portugal par exemple, cette filière regroupe 8 516 entreprises et emploie 57 843 personnes, représentant 88 % des entreprises industrielles et 81 % des emplois du secteur forestier. Elle génère 1,225 milliard d'euros de valeur ajoutée brute, 4,348 milliards d'euros de chiffre d'affaires et 1,876 milliard d'euros d'exportations, soit 3,1 % des exportations nationales de biens. Au Portugal toujours, le pin maritime est l'espèce principale pour la production de bois polyvalent. Son bois, de densité moyenne, allie résistance et facilité de travail. En 2019, sur 4,5 millions de m³ consommés, 1,82 million de m³ ont été utilisés pour le bois d'œuvre, 1,07 million de m³ pour les granulés, 0,68 million de m³ pour les panneaux en bois, 0,56 million de m³ pour la pâte à papier, 0,20 million de m³ pour la biomasse, et 0,15 million de m³ pour des usages spécifiques (poteaux, pilotis, traverses). La résine extraite du pin maritime varie entre 6 000 et 8 000 tonnes par an ces dernières années.

Outre son rôle économique, cette espèce joue un rôle écologique crucial. Ses peuplements améliorent la qualité de l'air, du sol et de l'eau, tout en ayant un impact positif sur les écosystèmes. Les forêts de pin maritime représentent également le principal puits de carbone

du Portugal, avec 90,3 Gg de CO₂ stockés, soit 119,4 tonnes de CO₂ par hectare (**Fonseca et al, 2022**).

Les peuplements de pins maritimes, grâce à leur faible densité de couronne due à leur intolérance à l'ombre, favorisent le développement d'un sous-étage composé d'espèces herbacées et arbustives variées. Cette diversité végétale crée une richesse spécifique modérée à élevée et fournit des refuges ainsi que des sites de reproduction pour de nombreuses espèces d'oiseaux, de mammifères et de reptiles. La biodiversité est également renforcée par la diversité des structures de peuplement, allant des peuplements homogènes aux peuplements hétérogènes.

3. Le pin maritime face aux différentes perturbations

La durabilité des peuplements de pins maritimes dépend de leur capacité à résister aux perturbations, qui varient selon leur type, intensité et fréquence. Les pratiques sylvicoles, perturbations fréquentes mais de faible intensité, visent à améliorer la croissance des arbres et soutiennent généralement la durabilité. À l'inverse, les perturbations rares mais intenses, comme les incendies ou les tempêtes, peuvent menacer l'équilibre du système.

La sensibilité du pin maritime aux incendies est une préoccupation majeure dans la gestion des forêts de pin maritime.

Le pin maritime (*Pinus pinaster*) est une espèce particulièrement vulnérable aux incendies forestiers en raison de sa résine inflammable et de sa structure en forme de cône, qui facilite la propagation du feu.

Les incendies de forêt ont des conséquences dévastatrices sur la forêt de pin maritime, tant sur le plan écologique que sur le plan économique. Le pin maritime présente une adaptation naturelle au feu connu sous le nom de **sérotinie**. Les cônes de pin sont recouverts d'une résine qui est libérée par la chaleur du feu, permettant ainsi la dispersion des graines.

Cependant, cette adaptation peut également aggraver les incendies en créant une source de combustible supplémentaire. Lorsque les cônes de pin sérotinés s'ouvrent, les graines sont dispersées sur le sol brûlé et peuvent rapidement germer pour coloniser les zones dévastées par le feu. (**Vega et al, 2011 ; Fernandes & Rigolot, 2007**).

Le pin maritime se régénère uniquement par graines, car il ne peut pas pousser à partir de la souche, et tant que des graines sont disponibles, la régénération de la forêt peut se

poursuivre. Cette capacité de régénération est essentielle, surtout dans les écosystèmes méditerranéens où la végétation joue un rôle clé dans la conservation des sols et la réduction des risques d'érosion, notamment dans des climats soumis à de fortes précipitations. En outre, les arbres, dont le pin maritime, améliorent les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol, contribuant ainsi à maintenir et améliorer la qualité du site **(Calvo et al, 2008)**.

Les événements de vent extrême, notamment ceux associés aux cyclones extratropicaux en Europe, ont causé d'importants dommages aux peuplements de pins maritimes **(Ribeiro et al, 2022)**. En France, les tempêtes Martin et Klaus ont affecté gravement cette espèce dans la région de Nouvelle-Aquitaine, avec des pertes de 37 millions de m³, représentant respectivement 15% et 32% du volume de pin maritime dans la région. Les dommages ont principalement été dus au déracinement des arbres et à la casse des troncs, souvent liés aux caractéristiques du sol et à la taille des arbres. Le point de rupture des troncs était particulièrement corrélé au poids et au volume des arbres **(Kamimura et al, 2016)**.

En plus des perturbations climatiques, le pin maritime fait face à des agents biotiques nuisibles. La processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) est l'un des ravageurs les plus graves dans la région méditerranéenne. Cette espèce est également vulnérable au nématode *Bursaphelencus xylophilus*, responsable de la maladie du flétrissement du pin, et au pathogène *Heterobasidion annosum*, qui cause la pourriture des racines. Les coléoptères des écorces (tels que : *Ips sexdentatus*, *Orthotomicus erosus*, *Tomicus piniperda* et *T. destruens*) sont également des agents biotiques importants qui engendrent des pertes économiques pour cette espèce **(Jacquet, 2012)**.

La durabilité des peuplements de pins maritimes est également influencée par le changement climatique. L'augmentation des températures et la diminution des précipitations pourraient conduire à une expansion de sa distribution vers le nord. En outre, on prévoit une prolongation de la saison sèche en Méditerranée. Pour atténuer les effets de ces changements climatiques, il est suggéré de réduire la densité des peuplements par éclaircie et d'envisager des peuplements mixtes, où le pin maritime coexisterait avec d'autres espèces de conifères ou de feuillus. Cette diversification pourrait améliorer la résilience des forêts face aux nouvelles conditions climatiques.

4. Effets des incendies sur la forêt de pin maritime

4.1. Dommages directs sur les arbres

Les incendies de forêt ont des effets dévastateurs sur la forêt de pin maritime, et notamment sur les arbres qui la composent.

Les dommages directs sur les arbres peuvent être de différentes natures, allant de la destruction totale de l'arbre à des dommages partiels. Ces dommages ont des conséquences à la fois sur la santé des arbres et sur l'écosystème dans son ensemble.

Lorsqu'un incendie se propage dans la forêt de pin maritime, il peut rapidement engloutir les arbres en raison de leur forte teneur en résine inflammable. Les arbres peuvent être totalement consumés par les flammes, entraînant leur mort. Cela a un effet direct sur leur capacité à contribuer à l'écosystème, en réduisant la biodiversité et en modifiant la structure de la forêt.

La perte d'arbres affecte également la stabilité du sol, en augmentant le risque d'érosion et de glissements de terrain.



Figure 4 : Site d'étude immédiatement après feu (dommage sur les arbres).

Même si les arbres ne sont pas complètement détruits par les incendies, ils subissent souvent des dommages partiels.

Les parties aériennes des arbres, telles que les branches et les feuilles, peuvent être brûlées, ce qui affaiblit l'arbre et réduit sa capacité à effectuer la photosynthèse, un processus vital pour sa croissance et sa survie.

Des dommages aux racines et au système racinaire peuvent également être observés, car les incendies peuvent chauffer le sol jusqu'à des températures élevées, endommageant ainsi les structures souterraines essentielles pour l'absorption d'eau et de nutriments. **(Vega et al, 2011).**

Les effets des dommages directs sur les arbres vont au-delà de la simple perte d'individus. Ces dommages peuvent entraîner des changements structurels et fonctionnels de la forêt. Par exemple, l'absence d'arbres après un incendie peut créer des espaces ouverts qui favorisent l'établissement de plantes pionnières et d'espèces invasives, modifiant ainsi la composition de la forêt.

De plus, les arbres endommagés ont une plus grande vulnérabilité aux maladies et aux infestations d'insectes, ce qui peut avoir un impact indirect sur d'autres organismes dépendants de la forêt.

Les dommages directs sur les arbres dans la forêt de pin maritime ont des répercussions sur la résilience de l'écosystème face aux incendies récurrents. Les arbres endommagés ont une capacité de régénération compromise, ce qui limite leur aptitude à se rétablir après un incendie. Cela peut entraîner une diminution de la densité des arbres dans la forêt et une plus grande vulnérabilité aux incendies futurs.

De plus, les effets des dommages directs sur les arbres peuvent se propager à d'autres éléments de l'écosystème, tels que la faune qui dépend des arbres pour se nourrir ou se reproduire.

Les dommages directs sur les arbres dans la forêt de pin maritime en Algérie, résultant des incendies de forêt, ont donc des conséquences importantes. Ces dommages affectent la santé des arbres, la stabilité du sol, la biodiversité et la résilience de l'écosystème. La compréhension de ces effets permet de développer des stratégies de prévention et de gestion

des incendies plus efficaces, afin de minimiser les dommages subis par les arbres et de maintenir l'intégrité de la forêt de pin maritime.

4.2. Réduction de la superficie forestière

La réduction de la superficie forestière est l'un des principaux effets des incendies sur la forêt de pin maritime. Ces incendies, souvent causés par des facteurs naturels ou humains — tels que la sécheresse, la foudre ou les activités humaines négligentes — peuvent détruire de vastes étendues forestières, entraînant une diminution significative de la couverture boisée.

Lorsqu'un incendie se produit, il détruit les arbres, les végétaux et toute la végétation présente dans la forêt de pin maritime. Les flammes brûlent les arbres, détruisent les branches, les feuilles et les autres éléments végétaux, laissant derrière elles de vastes zones dépourvues de vie végétale. Cette destruction massive des structures naturelles entraîne une réduction de la superficie forestière, laissant place à des terres calcinées et stériles **(Karavani et al, 2018)**.

Les incendies peuvent également avoir un impact direct sur le sol de la forêt. Lorsque la végétation est brûlée, une grande quantité de chaleur est libérée, ce qui peut altérer les propriétés physico-chimiques du sol. Cette chaleur intense peut entraîner une perte de fertilité et une dégradation de la qualité des sols. De plus, les cendres laissées après l'incendie peuvent s'accumuler à la surface du sol, formant une couche imperméable qui empêche la pénétration de l'eau et réduit la capacité du sol à retenir l'humidité.

La réduction de la superficie forestière a des conséquences écologiques importantes. La forêt de pin maritime est un écosystème riche en biodiversité, abritant de nombreuses espèces végétales et animales. La perte de superficie signifie une perte d'habitat pour ces espèces, qui se retrouvent confrontées à la rareté des ressources nécessaires à leur survie. Cela peut entraîner une réduction de la diversité biologique et une dégradation globale de l'écosystème. Par ailleurs, cette diminution affecte également le cycle de l'eau, les interactions inter-espèces et la régulation du climat local **(Karavani et al, 2018)**.

Les répercussions de la réduction de la superficie forestière ne sont pas uniquement écologiques, elles sont aussi économiques et sociales. La forêt de pin maritime est une ressource précieuse pour l'exploitation du bois et d'autres produits forestiers. Sa diminution réduit la disponibilité de ces ressources, impactant les industries forestières ainsi que les communautés locales qui dépendent de la forêt pour leur subsistance.

En somme, la réduction de la superficie forestière est l'un des effets les plus marquants des incendies sur la forêt de pin maritime en Algérie. Cette perte de couverture végétale a des conséquences durables sur la fertilité des sols, la biodiversité, les ressources naturelles, ainsi que sur les aspects socio-économiques liés à cet écosystème. Il est donc crucial de comprendre et de prévenir ces impacts pour préserver l'intégrité de cette forêt.

4.3. Adaptation au feu

L'adaptation au feu est un processus crucial pour la forêt de pin maritime face aux incendies de forêt en Algérie. Le pin maritime (*Pinus pinaster*) est une espèce qui a développé des mécanismes spécifiques pour faire face aux incendies récurrents. Cette adaptation comprend à la fois des caractéristiques physiques et des stratégies de survie qui lui permettent de résister au feu, de se régénérer et de prospérer après un incendie. Comprendre ces mécanismes d'adaptation est essentiel pour évaluer l'impact des incendies sur le sol et la dynamique de la forêt de pin maritime.

Le pin maritime présente plusieurs caractéristiques physiques qui lui confèrent une certaine résistance aux feux de forêt. Son écorce, par exemple, est épaisse et squameuse, ce qui permet de protéger le tronc contre les flammes directes et de minimiser les dommages causés par la chaleur. De plus, cette écorce est riche en composés chimiques résineux qui agissent comme des retardateurs de flamme naturels, limitant ainsi la propagation du feu. Les branches basses du pin maritime sont également peu inflammables, ce qui empêche le feu de progresser facilement vers la cime de l'arbre. (Niccoli et al, 2023).

En plus de ses caractéristiques physiques, le pin maritime a développé des stratégies de survie pour faire face aux incendies de forêt. L'une de ces stratégies est la production de cônes sérotineux, qui ne s'ouvrent et ne libèrent leurs graines qu'après exposition à la chaleur d'un incendie. Ces graines, dotées d'une aile légère, se dispersent facilement avec le vent et colonisent rapidement les zones brûlées, favorisant ainsi la régénération naturelle de la forêt. De plus, le pin maritime possède un système racinaire profond et étendu, lui permettant de stocker des réserves d'eau. Cette capacité lui confère une meilleure résistance à la sécheresse, souvent aggravée par les effets des incendies.



Figure 5 : Jeune plantule de pin maritime après le passage de l'incendie.

L'adaptation au feu du pin maritime permet à la forêt de se régénérer après un incendie, mais cela ne signifie pas pour autant que l'impact des incendies de forêt sur le sol est négligeable. En réalité, ces incendies peuvent avoir des effets significatifs sur le sol, en modifiant sa composition chimique, sa structure physique et sa capacité à retenir l'eau. La chaleur intense dégagée par un incendie peut décomposer la matière organique du sol, entraînant la libération de nutriments tels que le carbone, l'azote et le phosphore. Cela peut avoir des conséquences sur la fertilité du sol et sur la disponibilité des nutriments nécessaires à la croissance des plantes (**Calvo et al, 2008**).

De plus, les incendies peuvent entraîner une dégradation de la structure physique du sol, en rendant sa surface plus imperméable et en augmentant le risque d'érosion. L'érosion du sol peut provoquer une perte de terre fertile, une diminution de la capacité de rétention d'eau, ainsi qu'une perturbation des habitats souterrains, notamment les réseaux racinaires. Tous ces effets peuvent nuire à la stabilité de l'écosystème forestier et compromettre la capacité de régénération de la forêt.

4.4. La régénération naturelle du pin maritime

La régénération naturelle du pin maritime se déroule en plusieurs étapes successives : production de graines, dispersion des graines, germination et établissement des plants. Le pin maritime est auto-fertile, et sa pollinisation se fait par le vent, qui transporte le pollen des cônes mâles vers les cônes femelles. La production de graines dépend de l'âge de l'arbre, de la

densité du peuplement et des conditions climatiques. Les pins maritimes commencent à produire des cônes vers 10-15 ans, avec des cycles de fructification tous les 3 à 5 ans. Les arbres plus grands, situés dans la canopée supérieure, produisent davantage de cônes, car leur taille permet une meilleure exposition à la lumière et une surface de couronne plus large. Des pratiques sylvicoles comme l'éclaircie, la réduction de la concurrence et l'augmentation de la surface de couronne externe, où la floraison et la fructification ont lieu, peuvent augmenter le rendement en fruits **(Pérula et al, 2003)**.

Le développement complet du cône de pin maritime prend environ 2 ans. Le climat, en particulier la quantité de précipitations, influence le nombre de cônes matures produits chaque année. Bien que la production de graines puisse varier d'une année à l'autre, elle est généralement suffisante pour assurer la régénération des peuplements. Les graines sont principalement dispersées par le vent, ce qui fait de la direction et de l'intensité du vent des facteurs importants pour leur dispersion. Ce processus a lieu principalement pendant l'été, de juin à août. Les graines peuvent être dispersées sur une distance moyenne de 14 à 25 m, avec une distance maximale allant jusqu'à 54 m.

La germination du pin maritime dépend de plusieurs facteurs, tels que le taux de germination des graines, la prédation avant et après leur dispersion, ainsi que les conditions environnementales. Elle peut se produire au printemps ou en automne, mais elle est fortement influencée par la disponibilité en nutriments, car les graines ont peu de réserves. L'eau joue également un rôle clé : un stress hydrique élevé réduit les taux de germination et de survie des plantules. De plus, l'environnement lumineux est crucial ; des conditions semi-ombragées, qui diminuent l'intensité lumineuse et la température du sol tout en augmentant l'humidité, favorisent la germination et le développement des plantules. La sécheresse estivale est la principale cause de mortalité des jeunes plants, en raison de l'augmentation du déficit de pression de vapeur et de la transpiration excessive. Une gestion comme l'éclaircie partielle peut réduire le stress hydrique et améliorer la survie des plantules **(Fernandes et al, 2016)**.

La prédation des graines est un facteur déterminant dans la régénération du pin maritime. Elle se divise en deux phases : avant et après la dispersion. Avant la dispersion, les fruits sont consommés lorsqu'ils sont encore en cours de maturation, tandis qu'après la dispersion, la prédation a lieu dans le sol, principalement par des oiseaux et des insectes, avant que les graines ne germent. Ce phénomène survient généralement en automne et en hiver et varie en fonction du nombre de graines disponibles et de la présence de prédateurs, avec des fluctuations importantes selon les périodes et les endroits. Selon **(Ruano et al, 2015)** la

prédation peut réduire le nombre de graines de pin maritime de 400 000 à 500 000 graines par hectare à seulement 10 000 graines par hectare, avec un taux de prédation qui augmente à mesure que la quantité de graines diminue.

5. L'importance de la gestion après feu pour la restauration du sol

Les pratiques de gestion post-feu sont effectivement essentielles pour restaurer les sols et permettre la régénération des écosystèmes forestiers après un incendie. Nous allons résumer les principaux axes de ces pratiques, qui visent à maintenir l'équilibre écologique, prévenir l'érosion et faciliter le rétablissement des conditions de croissance optimales pour la végétation. Voici un aperçu détaillé des pratiques clés :

5.1. Protection des sols

Après un feu de forêt, les sols sont particulièrement vulnérables à l'érosion, surtout lorsqu'ils sont dénudés de leur couverture végétale. La mise en place de mesures de protection comme des pailles ou des chaumes permet de réduire l'impact des pluies, qui pourraient entraîner des pertes de matière organique et de sol. De plus, les barrages de branches ou de rondins ralentissent l'écoulement de l'eau, limitant ainsi le ruissellement et les pertes de terre.

5.2. Réduction de l'érosion

Les sols brûlés ont souvent une capacité de rétention d'eau réduite, ce qui augmente le risque d'érosion. Des techniques spécifiques telles que la stabilisation des pentes et le contrôle du ruissellement sont indispensables pour maintenir la structure du sol. Le génie végétal, qui consiste à planter des espèces végétales adaptées pour stabiliser les pentes, peut également jouer un rôle crucial dans la prévention de l'érosion.

5.3. Régénération naturelle assistée

En plus de favoriser la régénération naturelle des forêts, l'assistance à la régénération permet de mieux contrôler la compétition entre les espèces et d'encourager la croissance de végétation indigène, plus adaptée aux conditions du sol. L'introduction de semences et de jeunes plants d'espèces natives, la suppression des invasives et la gestion de la densité de végétation contribuent à restaurer la biodiversité, la stabilité des sols et la fertilité des sols.

5.4. Amélioration de la fertilité des sols

Après un feu de forêt, les sols peuvent manquer de nutriments essentiels, comme

l'azote et le phosphore, nécessaires à la croissance végétale. L'ajout de compost, de matière organique ou d'engrais peut aider à rétablir l'équilibre des éléments nutritifs. De plus, la réhabilitation de la microbiologie du sol, notamment par l'introduction de microorganismes bénéfiques, contribue à restaurer les cycles biogéochimiques et à améliorer la structure du sol.

5.5. Pratiques sylvicoles durables

La mise en place de pratiques sylvicoles durables, telles que l'éclaircie, peut aider à contrôler la densité de végétation et à favoriser la croissance de certaines espèces. De plus, ces pratiques contribuent à renforcer la résilience des forêts face aux futurs incendies et aux changements climatiques. Une approche intégrée de la gestion post-feu permet de restaurer la santé des sols, d'encourager la biodiversité et de rétablir les cycles naturels essentiels pour la régénération des écosystèmes forestiers. Ces efforts combinés renforcent la résilience des écosystèmes face aux perturbations futures, tout en contribuant à la lutte contre les effets du changement climatique et la perte de biodiversité (López-Vicente et al, 2021 ; Yildiz et al, 2023).

6. Les considérations socio-économiques et environnementales dans la gestion après feu

Les considérations socio-économiques et environnementales sont essentielles pour garantir une gestion post-feu efficace des écosystèmes forestiers, permettant de restaurer les sols et de promouvoir la résilience des écosystèmes touchés. Une approche holistique qui prend en compte ces dimensions est cruciale pour une restauration durable et pour atténuer les impacts des incendies sur les communautés locales et les environnements naturels (de Diego et al, 2023).

6.1. Considérations socio-économiques

Les incendies peuvent avoir des conséquences profondes sur les populations, notamment celles des zones rurales qui dépendent des ressources forestières pour leur subsistance, leurs emplois, et leur bien-être. La gestion post-feu doit répondre à ces impacts en soutenant les communautés locales à travers des initiatives telles que :

- Formation et reconversion professionnelle : offrir des formations pour aider les travailleurs des secteurs affectés à se réorienter vers de nouvelles opportunités, comme dans les métiers de la restauration écologique.

- Entrepreneurat local : encourager les initiatives économiques locales, telles que les projets de gestion durable des forêts ou la production de matériaux écologiques issus de la régénération forestière.
- Création d'emplois temporaires : les travaux de restauration peuvent fournir des emplois temporaires pour les populations locales, impliquant des travaux comme la plantation d'arbres, la surveillance des sols ou le nettoyage des zones touchées.
- Participation des communautés : il est essentiel d'impliquer les communautés locales dans les processus de prise de décision et de mise en œuvre des actions de gestion post-feu. Cela assure une meilleure acceptation et une plus grande efficacité des mesures prises.
- Coûts et investissements : la réhabilitation des écosystèmes forestiers après un incendie nécessite des ressources financières considérables. Des actions comme la plantation d'arbres adaptés, la stabilisation des sols et la réduction de l'érosion nécessitent un financement à long terme. Pour gérer ces coûts, il est important de d'évaluer les coûts et les bénéfices ; de calculer les coûts directs de la restauration, tout en prenant en compte les avantages économiques à long terme, tels que la préservation des services écosystémiques (purification de l'eau, protection contre l'érosion) et de trouver des sources de financement à long terme, y compris des partenariats public-privé, des investissements dans des projets de compensation carbone ou des subventions gouvernementales.

Une gestion économiquement viable doit également considérer la durabilité des actions de réhabilitation pour maximiser les retombées positives pour les populations locales et les secteurs économiques qui dépendent des forêts.

6.2. Considérations environnementales

6.2.1. Préservation de la biodiversité

Après un incendie, la biodiversité peut être gravement perturbée. La gestion post-feu doit viser à :

- Protéger les habitats : identifier et protéger les habitats clés pour les espèces en danger, et intégrer des mesures de conservation pour éviter la perte de biodiversité.
- Favoriser la régénération naturelle : encourager la régénération naturelle des végétaux indigènes, et assurer la diversité des espèces pour restaurer un équilibre écologique.

- Restauration des fonctions écologiques : les incendies peuvent altérer les fonctions du sol, telles que la filtration de l'eau et la régulation du climat. Des pratiques comme l'amendement du sol, la lutte contre l'érosion et l'amélioration de la structure du sol sont nécessaires pour restaurer ces fonctions.

6.2.2. Résilience face aux changements climatiques

La gestion post-feu doit également préparer les écosystèmes à faire face aux défis posés par le changement climatique, notamment en plantant des espèces adaptées aux nouvelles conditions climatiques et en assurant une bonne gestion des ressources en eau.

L'intégration des dimensions socio-économiques et environnementales dans la gestion post-feu des écosystèmes forestiers est essentielle pour assurer une restauration durable des sols et des écosystèmes. Une approche équilibrée permet de répondre aux besoins des communautés locales, de réduire les impacts économiques à long terme et de préserver la biodiversité tout en restaurant les fonctions écologiques des forêts. Cela favorise une résilience accrue des écosystèmes forestiers face aux incendies futurs et aux effets du changement climatique, tout en garantissant la pérennité des ressources naturelles pour les générations futures (Miller et al, 2012).

Chapitre III : Matériels et méthodes

1. Etude du milieu

1.1. Situation géographique

L'étude a été réalisée dans une forêt à *Pinus pinaster* située près de la localité de Kissir (El Aouana), à 7 km de la ville côtière de Jijel (Algérie). Jijel est située dans la partie Est de l'Atlas tellien, une chaîne de montagnes qui s'étend d'Ouest en Est sur l'ensemble du territoire nord du pays, la wilaya couvre un territoire de 2 398 km². Elle est délimitée administrativement, par la mer méditerranée au Nord, la wilaya de Skikda à l'Est, Bejaia à l'Ouest et les wilayas de Constantine et de Mila au Sud (Figure 6).

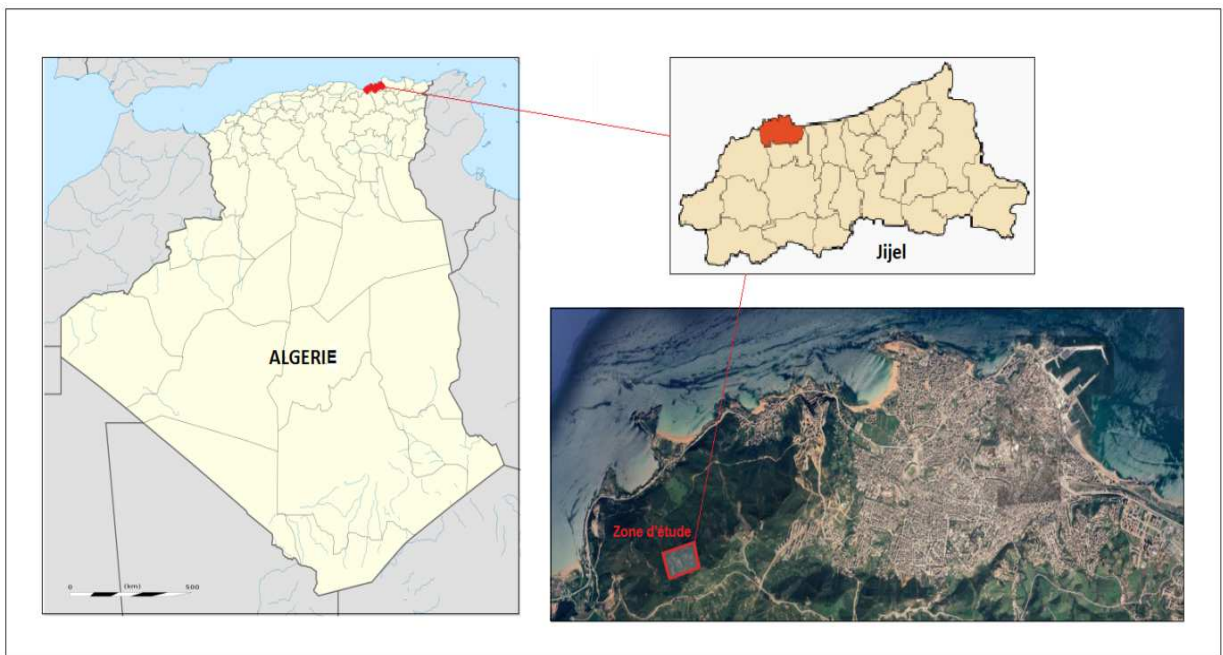


Figure 6 : Localisation de la zone d'étude (Jijel, Algérie).

1.2. Le relief

La wilaya de Jijel se distingue par un relief essentiellement montagneux, caractérisé par une altitude qui s'élève brutalement du nord vers le sud (de la mer vers la chaîne de Tamsguida/M'Cid Aïcha), d'une part, et par des pentes excessivement marquées (généralement supérieures à 25%).

Compte tenu de l'influence de l'altitude sur le climat et par conséquent sur la composante éco-pédologique, le territoire de la wilaya a été divisé en 03 zones d'altitudes.

Altitude inférieure à 400 m : cette zone est la plus importante, elle représente globalement 48,99% de la surface de la wilaya et correspond aux basses altitudes. C'est dans cette zone que se situe notre zone d'étude.

Altitude comprise entre 400 et 800 m : cette zone représente globalement 32,40% de la surface de la wilaya et correspond aux reliefs moyennement élevés.

Altitude supérieure à 800 m : cette zone représente globalement 18,61% de la surface de la wilaya. Elle correspond aux reliefs relativement élevés. Signalons qu’au sein de cette zone les points culminants de certaines montagnes peuvent atteindre jusqu’à 2000 mètres d’altitude.

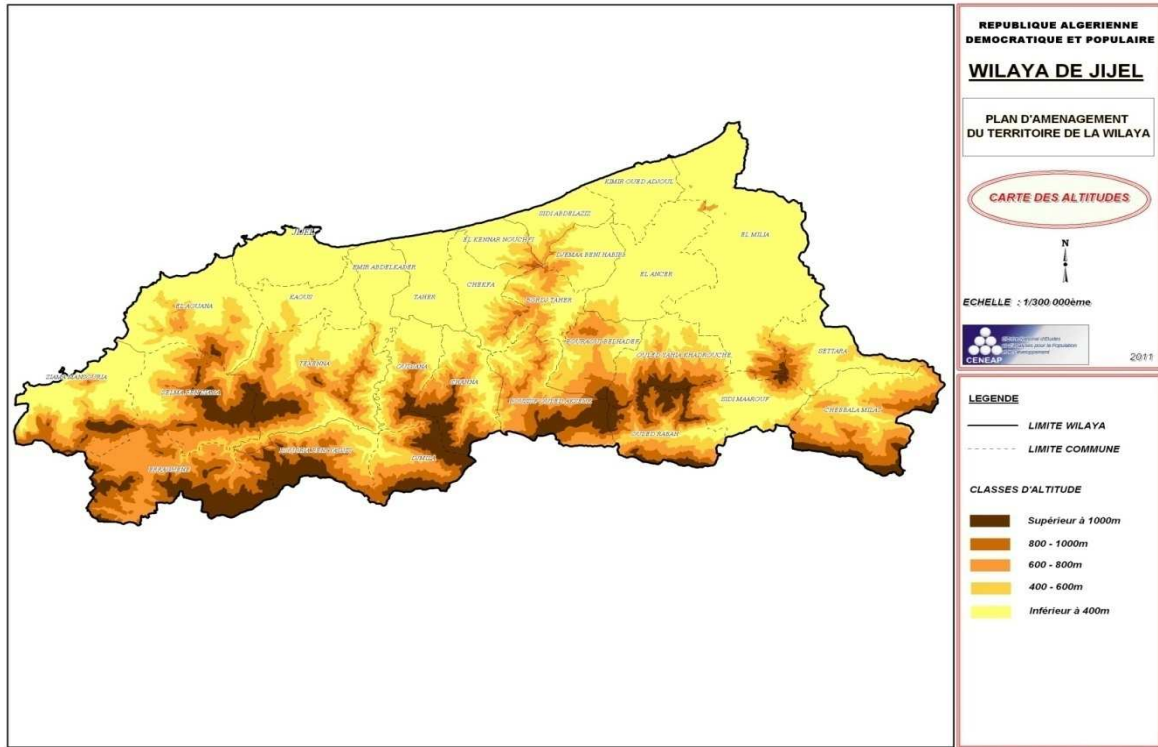


Figure 7 : Carte des altitudes de la wilaya de Jijel (Source: Plan d’aménagement du territoire de la wilaya de Jijel, BNEDER).

1.3. La lithologie et la pédologie

La nature des roches constituant les couches géologiques est un facteur très important dans la formation des sols, elle agit sur la pédogenèse. En effet, c'est à partir de matériaux originaux que le sol prend naissance et évolue de façon progressive ou régressive.

De façon générale, la lithologie de la région de Jijel est propice à la formation de différents types de sols. Néanmoins, la plus grande part revient aux sols brunifiés formés sur les formations de gneiss, flysch et grés, en raison de leur importante surface.

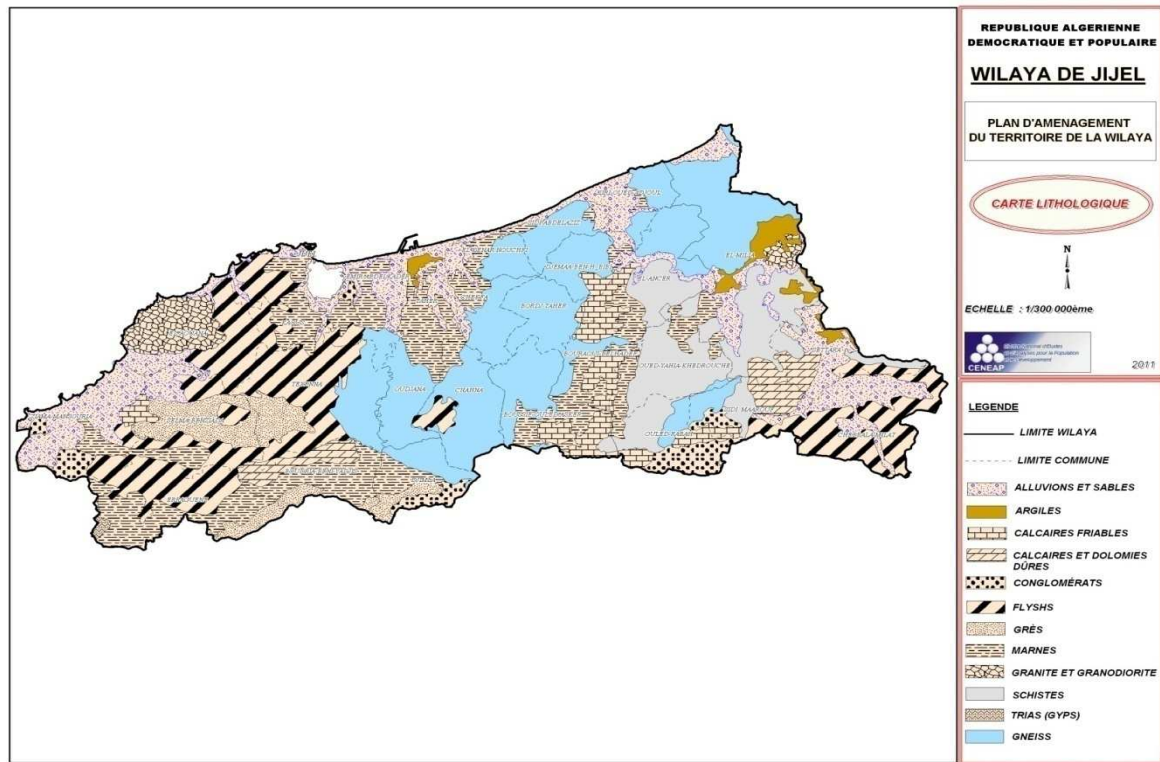


Figure 8 : Carte lithologique de la wilaya de Jijel (Source: Plan d’aménagement du territoire de la wilaya de Jijel, BNEDER).

1.4. Le climat

Le climat méditerranéen est un climat de transition entre la zone tempérée et la zone tropicale avec un été très chaud et très sec, tempéré seulement en bordure de la mer, l’hiver est très frais et plus humide. Le climat méditerranéen est caractérisé par une concentration hivernale des précipitations, l’été étant sec.

Comme les précipitations constituent avec la température les éléments climatiques les plus importants, l’étude s’est limitée à ces deux paramètres pour déterminer le climat de notre zone d’étude. Ces données climatiques portent sur une période de 25 ans (2000-2004). Ce sont les données instrumentales de la station météorologique de Jijel Achouat, mises en ligne sur le site tutiempo.net (Tableau II) située à quelque 15 km de notre zone d’étude qui ont été utilisées.

Tableau II : Caractéristiques de la station météorologique de Jijel Achouat (ONM, 2025).

Station	Latitude Nord	Longitude Est	Altitude (m)	Période
Jijel Achouat	36° 8’	05° 78’	2	2000-2024

1.4.1. Les températures

Les températures, qui sont un élément essentiel du climat, affectent la croissance des arbres et des végétaux en général. Les températures extrêmes, en particulier les valeurs moyennes des températures minimales du mois le plus froid et des températures maximales du mois le plus chaud, ont une influence plus importante sur la végétation que les températures moyennes, sauf si elles sont exceptionnelles et de courte durée. Le Tableau III présente les températures moyennes mensuelles enregistrées à la station de Jijel Achouat selon l'Office National de la Météorologie (ONM) pour la période 2000-2024.

Les valeurs moyennes mensuelles des températures de la station de Jijel Achouat sont représentées dans le tableau suivant.

Tableau III: valeurs moyennes mensuelles des températures pour la station de Jijel Achouat (2000-2024).

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Moyenne Annuelle
M (°C)	16,55	16,87	18,68	20,88	23,84	27,90	31,21	31,57	29,10	26,09	21,12	17,96	23,48
m (°C)	6,88	7,03	9,26	10,94	13,92	17,49	20,62	20,97	19,18	15,87	11,58	8,34	13,51
(M+m)/2	11,72	11,95	13,97	15,91	18,88	22,69	25,91	26,27	24,14	20,98	16,35	13,15	18,49

Il ressort de ce tableau que la température moyenne annuelle de la région littorale de Jijel et de l'ordre de 18,49 °C. La température minimale du mois le plus froid (Janvier) est de 6,88°C et la température maximale du mois le plus chaud (Août) est de 31,57°C.

1.4.2. Les précipitations

Les précipitations constituent un facteur écologique d'importance fondamentale, non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres et aquatiques, mais aussi pour la répartition des êtres vivants (Ramade, 1984).

Tableau IV: Valeurs moyennes mensuelles des précipitations (mm) pour la station de Jijel Achouat (2000-2024).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
P (mm)	142,50	109,20	100,40	63,46	53,81	15,88	2,34	9,28	64,63	87,91	160,60	153,30	963,35

Il ressort de ce tableau que la variation des précipitations est très remarquable. Le mois de novembre est le plus pluvieux avec un maximum de 160,60 mm. Le minimum des précipitations est noté au mois de Juillet, avec 2,34 mm.

1.4.3. Régime saisonnier des précipitations

Pour définir le régime saisonnier, on regroupe les douze valeurs mensuelles trois par trois de façon à avoir quatre valeurs saisonnières (Automne, Hiver, Printemps et Été) ; il en résulte alors, quatre totaux pluviométriques saisonniers moyens. L'arrangement des initiales des quatre saisons par ordre de pluviosité croissant donne le type de régime.

TableauV : Régime saisonnier des précipitations.

	Automne	Hiver	Printemps	Eté	Type
Jijel Achouat	313,14	405	217,47	27,50	HAPE

Selon cet arrangement, nous constatons une concentration des précipitations durant la saison hivernale. Un deuxième maximum se situe en automne, suit le printemps et enfin la saison estivale avec moins de 3 % de la pluviosité annuelle totale.

1.4.4. Diagramme Ombrothermique

D'après Bagnouls et Gaussen (1953), un mois est considéré comme sec lorsque le total de ses précipitations «P en mm» est égal ou inférieur au double de sa température moyenne «T en °C», du mois. Partant de ce principe, la période sèche s'individualise lorsque la courbe des précipitations passe sous celle des températures, c'est à dire lorsque $P < 2T$. La durée et l'importance de la période sèche de la région d'étude peuvent être déterminées par le diagramme ombrothermique proposé par ces deux auteurs (Figure 9).

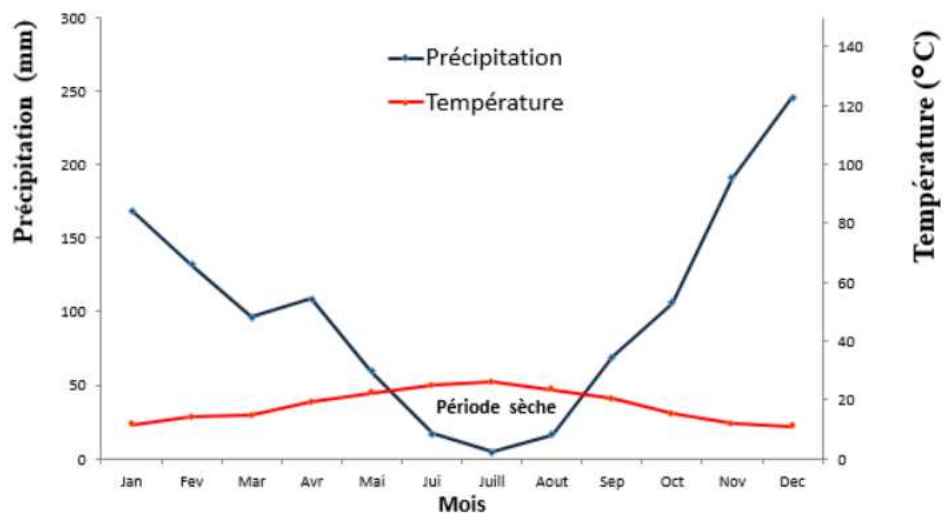


Figure 9 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen pour la région d'étude.

1.4.5. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger

Le quotient pluviothermique d'Emberger est une synthèse climatique de type graphique mettant en rapport les précipitations et les températures. Le quotient est donné par la formule suivante :

$$Q_2 = \frac{1000P}{\left(\frac{M+m}{2}\right) \times (M-m)}$$

Avec M et m sont exprimés en degré Kelvin et P en millimètre.

Tableau VI: Valeurs du quotient pluviothermique d'Emberger.

Région	P (mm)	M (°K)	m (°K)	Quotient (Q ₂)
Jijel Achouat	963,35	304,80	280,03	133,00

Le climagramme est un graphique sur lequel sont tracées les limites des différentes zones climatiques en liaison avec la variation du couvert végétal.

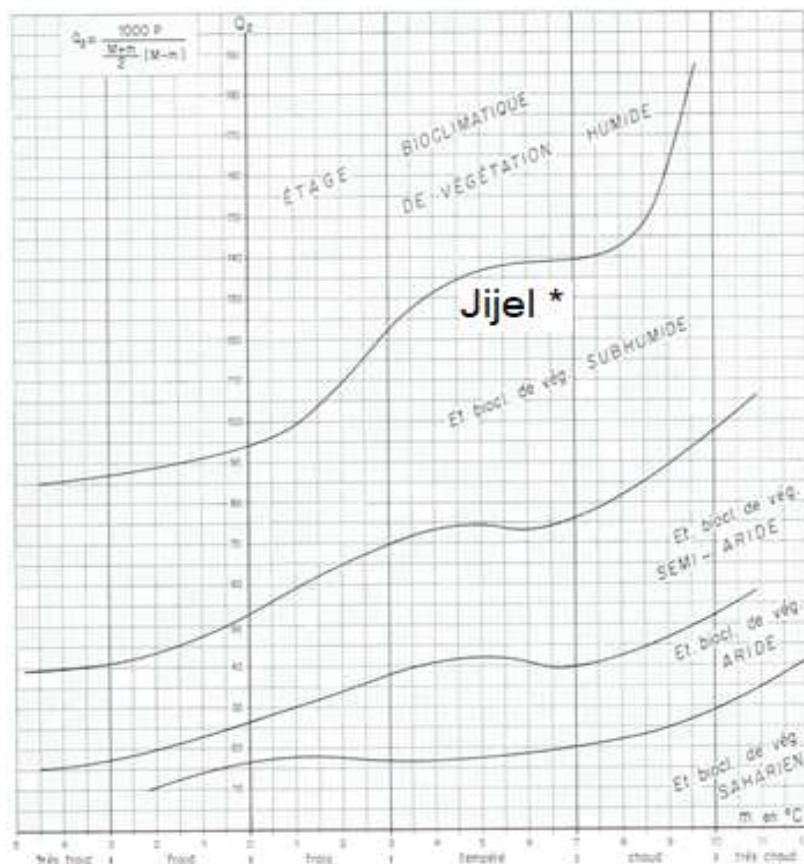


Figure 10 : Position de la région littorale de Jijel sur le Climagramme d'Emberger.

En remplaçant la valeur du quotient d'Emberger et la température moyenne minimale du mois le plus froid sur le climagramme, on remarque que la région de Jijel est située dans l'étage bioclimatique sub-humide à hivers tempéré (Figure 10).

2. Présentation du milieu forestier

Les forêts occupent 137 457 ha, soit 57% de la superficie totale de la wilaya de Jijel. Elles sont constituées majoritairement de chênaies (chêne liège, chêne zéen et chêne afares) et de pins (pin d'Alep et pin maritime) (conservation des forêts de la wilaya de Jijel).

Les forêts naturelles et les reboisements occupent une superficie de 99 123ha, soit 72% de la superficie forestière totale.

Les maquis constitués d'arbustes et d'arbrisseaux, le plus souvent dense, couvrent une superficie de 21 102ha et correspondant à 15% des formations boisées. Les maquis arborés quant à eux couvrent une superficie de 17 232ha (soit 13%) dont la moitié est considérée comme étant dense.

La forêt de Jijel abrite une végétation exceptionnellement riche en espèces rares et endémiques dont une grande partie incluse dans les limites du Parc National de Taza, inclus dans le réseau mondial des réserves de la biosphère.

La forêt littorale de pin maritime (*Pinus pinaster*) dans laquelle est menée cette étude est située près de la localité de Kissir au Nord-Ouest de la commune de Jijel à 7 km du chef-lieu de wilaya, dans la circonscription d'El Aouana. Elle appartient au domaine forestier de cette dernière circonscription qui couvre une superficie de 23 825 ha dont 3 807ha sont, depuis 1988, rattachés au Parc National de Taza, avec un taux de boisement de 47% (Figure 11). Les formations forestières d'El Aouana sont composées de chêne-liège (11 060 ha), de chêne zéen et chêne afares (3670 ha), de pin maritime (272 ha), de maquis (8293 ha) et autres (530 ha) (**Rouibah et al, 2018**).

Le sous-bois de la pinède étudiée est principalement dominée par *Retama monosperma*, *Pistacea lentiscus*, *Erica arborea* et *Myrtus communis*.

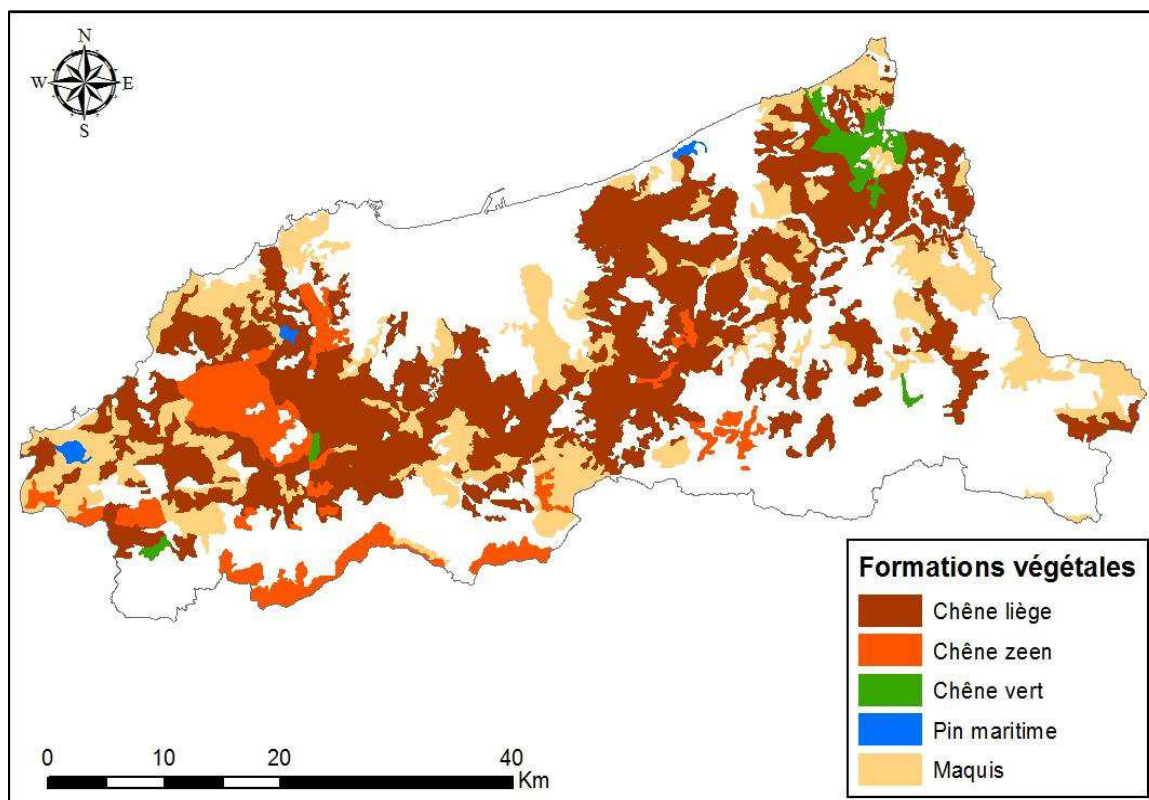


Figure 11 : Formations végétales dominantes des massifs forestiers de la wilaya de Jijel (Source : BNEDER, 2008).

3. Les incendies dans la wilaya de Jijel

En ce qui concerne les incendies, la wilaya de Jijel, située dans une région montagneuse, enregistre un nombre très élevé d'incendies de forêt, se classant au septième rang après les wilayas de Tizi-Ouzou, Bejaia, El Taref, Skikda, Bouira et Médéa (comme illustré dans la Figure 12). Les forêts de ces régions sont principalement composées de chêne-liège, une essence qui constitue des peuplements à sous-bois dense et hautement inflammable.

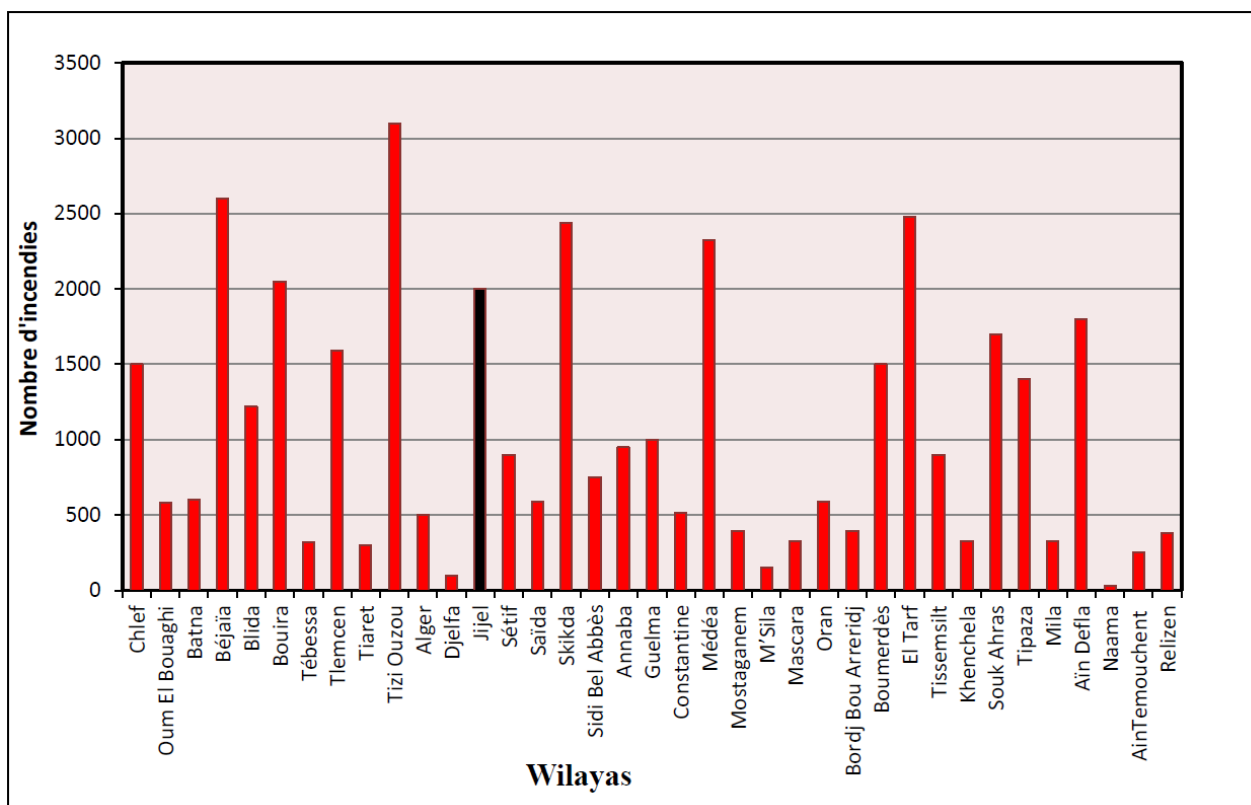


Figure 12 : Répartition des incendies de forêt par wilaya (Source : Meddour-Sahar et al, 2012)

4. Choix du site d'étude

Le facteur principal considéré dans le choix de notre site d'étude est l'incendie. En effet, un incendie s'est déclaré au niveau de la pinède à pin maritime de Kissir (El Aouana) le 1^{er} août 2017 et a embrasé durant 3 jours une bonne partie de cette pinède littorale. Nous avons ainsi rapidement prospecté la partie incendiée et choisis le site de prélèvement de nos échantillons de sol sur une surface assez homogène en terme de topographie et d'état de la végétation d'avant le feu.

5. Echantillonnage

À l'intérieur de la zone incendiée, six parcelles permanentes ($1 \times 1 \text{ m}^2$) ont été établies de manière aléatoire sur une surface homogène présentant les mêmes caractéristiques et une très faible pente afin de réduire l'effet de l'érosion hydrique. La gravité de l'incendie était faible dans la majeure partie de la zone et moyenne dans quelques zones car les arbres ont conservé quelques aiguilles de pin et un grand nombre de branches (Úbeda et al, 2006). Les

échantillons de sol ont été prélevés de 0 à 5 cm de profondeur à l'aide d'un cylindre en acier (Trabaud, 1980 ; Gillon, 1990), à différentes dates au cours d'une période de 24 mois après l'incendie, en mode diachronique. L'échantillonnage a débuté immédiatement après l'incendie selon les intervalles de temps suivants : 15 jours, 1, 3, 6, 9, 12, 18 et 24 mois. À chaque date d'échantillonnage, six échantillons de 1 kg pour chaque parcelle permanente ont été prélevés.



Figure 13 : Parcelle permanente d'échantillonnage (1×1 m²).

6. Traitement en laboratoire

En laboratoire, les échantillons ont été séchés à l'air libre à température ambiante pendant dix jours. Les échantillons ont été broyés à l'aide d'un mortier et tamisés à < 2 mm. Ils ont ensuite été soigneusement homogénéisés et conservés dans des sacs en papier étiquetés.

7. Paramètres d'étude et méthode d'analyses

Les analyses de sol ont été effectuées principalement à l'Institut des sciences du sol V. V. Dokuchaev à Moscow.

7.1. pH du sol

La réactivité du sol dépend en grande partie du pH, qui représente le potentiel hydrogène. Le pH est déterminé par le rapport quantitatif entre les ions hydrogène (H^+) et les ions hydroxyde (OH^-) présents dans la solution qui circule à travers le sol. Ce paramètre pH est essentiel car il régit l'équilibre acido-basique du sol, un facteur clé pour de nombreuses réactions chimiques et biologiques qui se produisent dans cet environnement.

Dans notre protocole d'analyse du pH du sol, la première étape consistait à prélever un échantillon de sol représentatif, soigneusement placé dans un contenant, suivi de l'ajout d'eau distillée selon un rapport précis de 1:2. Une fois le mélange terre-eau réalisé avec vigueur, nous avons laissé reposer la solution pour permettre la réaction entre le sol et l'eau. Ensuite, équipés d'un pH-mètre, nous avons procédé à la mesure précise du pH de la solution sol-eau. Cette démarche méthodique a été répétée pour chaque échantillon.

7.2. Carbone total au niveau du sol

L'analyse du Carbone Organique Total (COT) est une pratique essentielle, elle nous permet de quantifier par la suite la matière organique dans les échantillons de sol. Pour commencer, un échantillon représentatif de sol est prélevé. Ensuite, l'échantillon sec est placé dans un four à combustion à haute température, où le carbone organique est entièrement brûlé en dioxyde de carbone (CO_2). Pour faciliter la combustion, un courant d'oxygène pur est dirigé à travers le four. Le CO_2 produit est collecté et mesuré à l'aide d'un analyseur de carbone total ou d'un spectrophotomètre infrarouge, permettant ainsi de quantifier la quantité de carbone total présente dans l'échantillon. Ce processus est répété pour chaque échantillon.

7.3. Azote total dans le sol incendié

L'azote total d'un sol constitue « la réserve » globale d'azote contenue dans l'humus, réserve dont la rapidité de mobilisation (par minéralisation) est très variable suivant le type d'humus (mull, mor, moder). La teneur en azote total est un bon indice de fertilité, à condition d'être interprétée en fonction du rapport C/N. L'intérêt du résultat, généralement limité aux horizons de surface du sol, est ainsi davantage perçu à travers ce calcul du rapport C/N que de sa valeur propre à laquelle on préfère, dans la pratique, celle de l'azote minéral.

L'azote total a été déterminé par combustion selon la méthode de Dumas à l'aide de l'analyseur élémentaire Vario Macro Cube.

7.4. Matière organique du sol

Pour calculer la teneur en matière organique à partir du carbone total dans un échantillon de sol, nous avons utilisé un facteur de conversion standard. En général, on estime que la matière organique représente environ 58% du poids du carbone total dans les sols. Le carbone total peut être subdivisé en carbone organique et en carbone inorganique.

La formule simplifiée pour ce calcul est la suivante:

$$[\text{Matière organique (\%)} = 1.724 \text{ Carbone organique total (\%)}]$$

Il convient de noter que ce calcul est basé sur l'hypothèse que 58% du carbone total est attribuable à la matière organique dans les sols.

7.5. Capacité d'échange cationique (CEC) au niveau du sol

La capacité d'échange de cations (CEC) correspond à la quantité de cations échangeables, exprimée en milliéquivalents pour 100 grammes (meq/100g), qu'un matériau présentant des propriétés d'adsorption est capable de retenir lors d'un échange ionique. L'échange ionique est l'un des mécanismes les plus importants permettant au sol de conserver et de rendre disponibles des éléments tels que le calcium, le magnésium, le potassium et l'azote ammoniacal aux plantes et aux micro-organismes. Par conséquent, la CEC est un indicateur du potentiel de fertilité chimique du sol.

La capacité d'échange cationique (CEC) d'un sol est la quantité totale de cations (ions*) que ce sol peut adsorber sur son complexe et échanger avec la solution environnante dans des conditions de pH bien définies.

Pour calculer la Capacité d'Échange Cationique (CEC) à partir des résultats d'analyse descations échangeables dans un échantillon de sol, nous avons utilisé la formule suivante :

$$[\text{CEC} = (\text{Ca}^{2+} \times 2) + (\text{Mg}^{2+} \times 2) + (\text{K}^+) + (\text{Na}^+) + (\text{NH}_4^+) + \text{autres cations}]$$

Dans cette formule, la concentration de chaque cation échangeable (exprimée en cmol/kg) est multipliée par son équivalent en charge. Par exemple, le calcium (Ca) et le magnésium (Mg) ont une charge de 2, donc nous les multiplions par 2. Les autres cations comme le potassium (K), le sodium (Na), l'ammonium (NH₄), et d'autres cations présents sont simplement additionnés.

Ensuite, la somme de ces produits nous donnera la CEC totale en cmol/kg pour l'échantillon de sol analysé.

7.6. Les cations échangeables dans le sol

Les cations échangeables sont des ions positivement chargés présents dans le sol et qui peuvent être échangés avec d'autres cations dans la solution du sol. Les principaux cations échangeables dans le sol sont :

1. **Calcium (Ca^{2+})** : important pour la structure du sol, la stabilité du pH et la nutrition des plantes.
2. **Magnésium (Mg^{2+})** : essentiel pour la chlorophylle des plantes et la croissance végétale.
3. **Potassium (K^+)** : nécessaire pour la croissance des plantes, la régulation de l'eau et la résistance aux maladies.
4. **Sodium (Na^+)** : peut être bénéfique en petites quantités, mais un excès peut être nuisible aux plantes.

8. Analyse statistique

Les données sont traitées par une analyse de variance à un seul critère de classification (ANOVA), suivie du test de la plus petite différence significative (LSD) pour les comparaisons multiples. Les données ont été soumises au test de normalité de Shapiro et Wilk et au test d'homoscédasticité de Levene avant l'ANOVA. Toutes les analyses ont été effectuées sur Xlstat.2016.02 et les résultats ont été exprimés en moyennes $\pm$ SE (erreur standard). Le niveau de signification a été fixé à $P < 0,05$.

Chapitre IV: Résultats et discussion

1. Evaluation de la matière organique et du carbone organique total dans le sol

Les résultats de l'analyse chimique du sol après l'incendie révèlent des changements significatifs dans la matière organique et le carbone organique total. Immédiatement après le feu, une augmentation marquée de la matière organique a été enregistrée, avec un taux de $6,33 \pm 0,8\%$ à 15 jours après l'incendie (Figure 14). Cette hausse suggère une réponse rapide du sol à l'apport de matière organique provenant des débris brûlés. Par la suite, la matière organique commence à diminuer légèrement après le premier mois pour finalement se stabiliser à partir du 6ème mois. Cette évolution suggère des processus de décomposition et de régénération en jeu, influencés par l'impact initial de l'incendie.

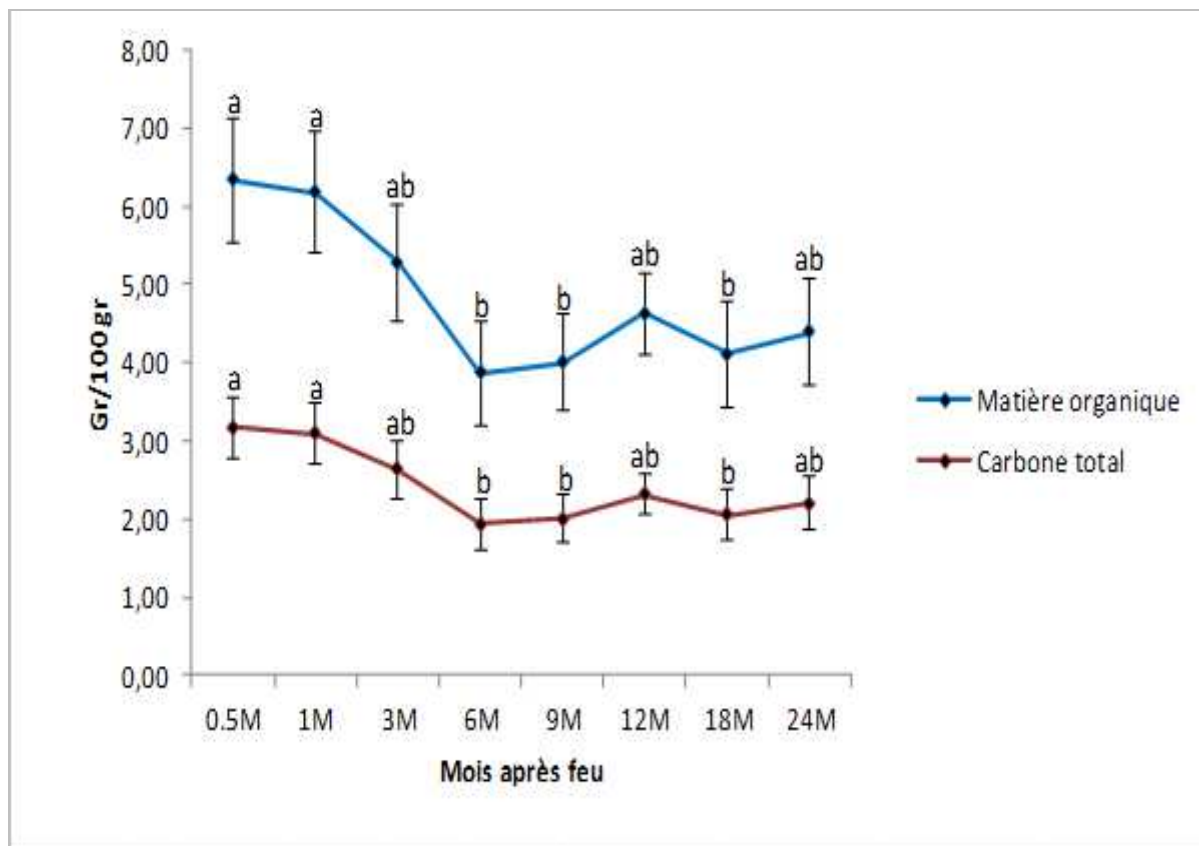


Figure 14 : Évolution de la matière organique et du carbone organique total du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats présentés sont des moyennes ($\pm$ l'erreur standard). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre les mois (test LSD, $p < 0,05$, $n = 6$).

En ce qui concerne le carbone organique total, une tendance similaire est observée avec une augmentation significative au cours du premier mois, atteignant un taux de $3,17 \pm$

0,4% à 15 jours après l'incendie (Figure 14). Cette augmentation initiale peut être attribuée à l'introduction de matière organique fraîche dans le sol suite à l'incendie. Cependant, le taux de carbone organique total diminue après le premier mois pour se stabiliser pratiquement à partir du troisième mois. Cette tendance indique une réorganisation des stocks de carbone organique dans le sol au fil du temps, reflétant les processus complexes de décomposition et de séquestration du carbone post-incendie.

Nos résultats sont comparables à ceux relevés en Espagne par **Sanroque et al, (1985)** et **Vega et al, (1987)** dans les forêts à *Pinus halepensis* : après une augmentation initiale suite à l'incendie, ils constatent une diminution progressive de la matière organique et du carbone total. Le même résultat a été noté par **Trabaud (1983, 1990)** pour la garrigue à *Quercus coccifera* en France. La teneur élevée en carbone et en matière organique au cours des premiers mois suivant l'incendie peut être due soit à l'apport de cendres et de charbon de bois incorporés dans la couche superficielle du sol, soit à des compensations résultant de la décomposition d'organes végétaux souterrains proches de la surface, qui ont été détruits pendant l'incendie (**Raison, 1979 ; Trabaud, 1990 ; González-Pérez et al, 2004**).

L'effet du feu sur le carbone et la matière organique est très variable et dépend de plusieurs facteurs, dont le type de feu, sa durée et son intensité, la topographie, l'humidité du sol, le type de sol et la couverture végétale (**Caon et al, 2014**). Cet impact peut aller de la destruction totale à une augmentation de 30 % par rapport aux niveaux antérieurs à l'incendie (**González-Pérez et al, 2004**). Des études ont confirmé que la matière organique et le carbone reviennent à la normale un an après l'incendie (**Bridges et al, 2019**). D'autres chercheurs (**Ahlgren et Ahlgren, 1960 ; Ueckert et al, 1978**) ont suggéré que l'augmentation du bilan thermique de la surface du sol brûlé stimulait les micro-organismes décomposeurs, entraînant une augmentation des niveaux de carbone. **Duguy et al, (2007)** ont signalé une diminution du carbone en fonction de la fréquence des incendies, ce qui peut s'expliquer par la diminution du couvert végétal et donc de la matière organique.

En Italie, dans une forêt mixte de pins et de feuillus sur sol acide, **Vidrich et al, (1977)** ont observé une augmentation du carbone organique immédiatement après l'incendie, puis un retour à l'état initial après un an (**Badía et al, 2014**). Dans un article de synthèse, **Caon et al, (2014)** ont noté qu'au-delà de la deuxième année après l'incendie, différents auteurs ont rapporté des teneurs en carbone organique du sol similaires dans les sites brûlés et les sites témoins non brûlés.

Le changement le plus apparent qui survient dans le sol suite à un incendie est la perte de matière organique. L'horizon organique joue un rôle essentiel dans la préservation de la durabilité de l'écosystème en fournissant une couche protectrice au sol qui réduit l'érosion, contribue à la régulation de la température du sol, sert de lieu de vie et de substrat pour la vie souterraine et peut représenter une source significative de nutriments qui sont facilement disponibles (Neary et al, 1999).

En Algérie, **Rashid (1987)** a noté une augmentation du carbone total et de la matière organique dans les parcelles brûlées d'une forêt à *Quercus suber*, puis une diminution progressive pour atteindre les valeurs des parcelles non brûlées deux ans après l'incendie. Ce résultat est également mentionné par **Bekdouche (1997, 2010)**, **Slimani (2002)** et **Lounis (1998)** pour différentes forêts de chêne liège de la région de Kabylie.

Ces résultats soulignent l'importance de comprendre l'évolution des paramètres du sol après un incendie et mettent en lumière la dynamique complexe de la matière organique et du carbone organique total. La connaissance de la dynamique des sols peut contribuer à orienter les pratiques de gestion post-incendie visant à promouvoir la récupération des fonctions écologiques du sol et à favoriser la résilience des écosystèmes forestiers face aux perturbations environnementales.

2. Teneur de l'azote total dans le sol

Les résultats obtenus montrent une augmentation significative des niveaux d'azote durant les trois premiers mois après l'incendie. La valeur la plus élevée est enregistrée au cours du premier mois ($P < 0,05$). Ensuite, une diminution suivie d'une stabilisation a été observée pour le reste de la période d'échantillonnage (Figure 15). L'azote total est une mesure importante qui inclut les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammoniac (NH_4^+) et l'azote organique.

Les incendies de forêts peuvent avoir des effets importants sur le cycle de l'azote dans les écosystèmes. Lorsqu'un incendie se produit, une grande quantité de matière organique est brûlée, libérant ainsi des nutriments tels que l'azote sous différentes formes dans le sol et dans l'atmosphère.

Dans notre cas, la variation des niveaux d'azote après l'incendie peut être due à plusieurs facteurs. Par exemple, la libération d'azote provenant de la combustion de la matière végétale peut initialement entraîner une augmentation des niveaux d'azote disponible dans le

sol. Cela peut favoriser la croissance de nouvelles plantes, y compris des espèces comme les légumineuses qui ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique.

La capacité des légumineuses à fixer l'azote atmosphérique grâce à des bactéries symbiotiques dans leurs racines est un processus important pour enrichir le sol en azote, stimulant ainsi la croissance d'autres plantes et favorisant la régénération de l'écosystème après un incendie. Cependant, la disponibilité en azote peut varier en fonction de la composition spécifique de la végétation qui se développe après l'incendie et des interactions complexes entre les différentes espèces végétales et les processus biogéochimiques du sol.

Il est essentiel de comprendre ces dynamiques pour mieux gérer les écosystèmes forestiers après un incendie, en favorisant la régénération de la végétation et en maintenant l'équilibre des nutriments essentiels tels que l'azote pour assurer la santé à long terme de la forêt.

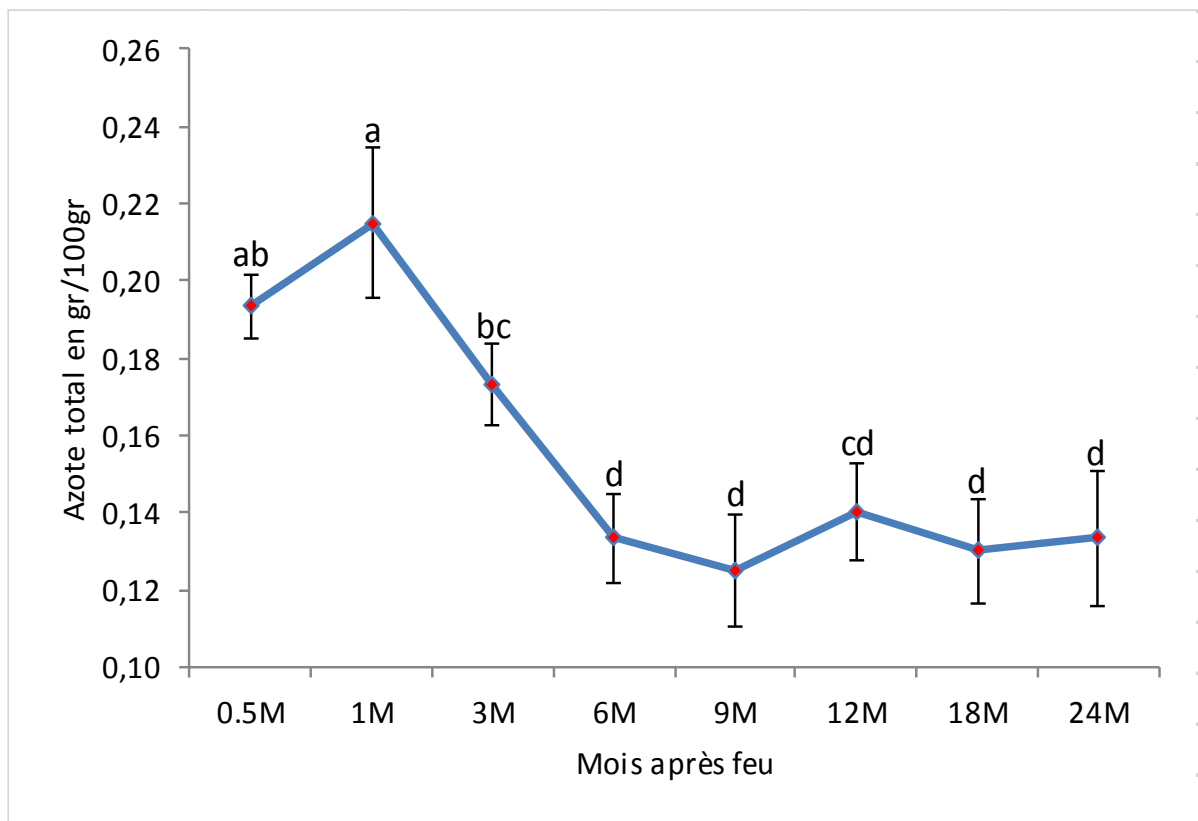


Figure 15 : Évolution de l'azote total du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats présentés sont des moyennes ($\pm$ l'erreur standard). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre les mois (test LSD, $p < 0,05$, $n = 6$).

Divers auteurs ont montré que la richesse floristique est maximale durant la première année (**Bekdouche, 2010**). Cette richesse diminue par la suite au cours de la succession après feu. Les espèces qui s'installent juste après le passage du feu et qui disparaissent rapidement avec la cicatrisation du milieu sont principalement des plantes annuelles. Parmi ces annuelles, nous retrouvons en grande partie des légumineuses qui enrichissent le sol en azote grâce à l'association symbiotique avec les *Rhizobia* (**DeBano et al, 2000 ; Duguy et al, 2007 ; Bekdouche, 2010**). Après la première année, les légumineuses deviennent moins importantes et la synthèse de l'azote diminue en conséquence (**Bekdouche et al, 2011**).

Le résultat de l'azote est la conséquence d'une perte par volatilisation et d'un enrichissement apporté par les cendres, l'hydrolyse des protéines et la fixation symbiotique (**Duguy et al, 2007 ; Giovannini, 2012**). En fait, **Gillon et Rapp (1989), Gillon (1990)** et **Fisher et Binkley (2000)** ont révélé que lors d'un incendie, la quasi-totalité de l'azote contenu dans le combustible végétal était perdue par volatilisation. En règle générale, la quantité d'azote total qui est volatilisée pendant la combustion est directement proportionnelle à la quantité de matière organique détruite (**DeBano et Neary, 2005**).

Caon et al (2014), qui ont analysé les effets des incendies de forêt sur les éléments nutritifs du sol, ont noté que les incendies ont généralement tendance à réduire la teneur en azote total du sol dans l'horizon A. Cependant, une augmentation de l'azote minéral sous forme d'ammoniac a été observée (**Caon et al, 2014**). Ainsi, Rapp (communication personnelle) cité par **Gillon (1990)** a noté quelques heures après un feu dirigé sous *Pinus halepensis*, dans les deux premiers centimètres du sol, que la quantité d'azote inorganique sous forme ammoniacale était quatre fois supérieure à ce qu'elle était avant le feu, tandis que l'azote inorganique sous forme de nitrate avait diminué. Cependant, les cendres sont pauvres en azote minéral.

Ainsi, cette production immédiate et importante d'azote ammoniacal à la surface du sol ne semble pas liée à l'apport de cendres mais plutôt au réchauffement des couches superficielles du sol et à l'hydrolyse des protéines (**Raison, 1979 ; Badía et al, 2014**). **Covington et Sackett (1986)** ont enregistré des concentrations de NH_4^+ et de NO_3^- généralement plus élevées dans les parcelles soumises à des incendies répétés que dans les parcelles non brûlées. Néanmoins, après quatre à cinq ans sans feu, les parcelles brûlées et non brûlées deviennent similaires. De même, **Wan et al, (2001)** ont conclu que le feu induit une augmentation de l'azote assimilable (NH_4^+ et NO_3^-) ; cependant, des feux fréquents avec une courte périodicité peuvent induire une diminution de l'azote.

Dans une forêt de pin maritime, **Prieto-Fernandez et al (1993)** ont noté une augmentation de la concentration d'azote dans la couche superficielle du sol un mois après l'incendie. Cette disponibilité accrue de l'azote favorise la croissance des plantes après l'incendie et donne l'impression qu'il y a plus d'azote total après l'incendie. Cependant, cet azote est rapidement utilisé par les plantes au cours des premières années suivant le brûlage (**Knoepp et al, 2005**). La propriété chimique du sol la plus fondamentale affectée par le réchauffement du sol pendant les incendies est la matière organique. Lorsqu'elle est brûlée, les nutriments stockés, en particulier l'azote, sont soit volatilisés, soit transformés en formes hautement disponibles qui peuvent être facilement absorbées par les organismes microbiens et la végétation (**Busse et DeBano, 2005**). Dans une forêt à *Quercus suber* soumise aux mêmes conditions climatiques que la pinède à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) sur laquelle porte cette étude, **Rashid (1987)** et **Bekdouche (2010)** ont noté des niveaux élevés d'azote immédiatement après le feu, puis une diminution progressive suivie d'une stabilisation totale après deux années.

3. Valeur du Rapport C/N au niveau du sol

Le rapport C/N, tel qu'illustré par la Figure 16, est un indicateur important d'évaluation du potentiel biologique d'un sol. Ce rapport, qui représente la proportion de carbone (C) par rapport à l'azote (N) dans le sol est souvent utilisé pour évaluer la qualité du sol et ses capacités en termes de disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes.

Une teneur élevée en matière organique dans le sol est généralement associée à une plus grande quantité de carbone, tandis que le rapport C/N peut fournir des informations sur la disponibilité en azote du sol. En effet, un rapport C/N bas indique une teneur relative élevée en azote par rapport au carbone, ce qui peut refléter un sol plus riche en nutriments azotés, un indice particulièrement utile pour déterminer le potentiel biologique d'un sol (**Viro, 1974**).

De plus, un rapport C/N faible est souvent corrélé à un processus de minéralisation accru dans le sol. La minéralisation est le processus par lequel la matière organique est décomposée par les microorganismes du sol, libérant ainsi des nutriments tels que l'azote sous une forme assimilable par les plantes.

Ainsi, en utilisant le rapport C/N comme indicateur, il est possible d'évaluer la qualité du sol, sa capacité à soutenir la croissance des plantes, et les processus clés tels que la

minéralisation des nutriments. Cette information est précieuse pour les gestionnaires forestiers et les écologistes afin de comprendre la santé et la productivité des écosystèmes forestiers.

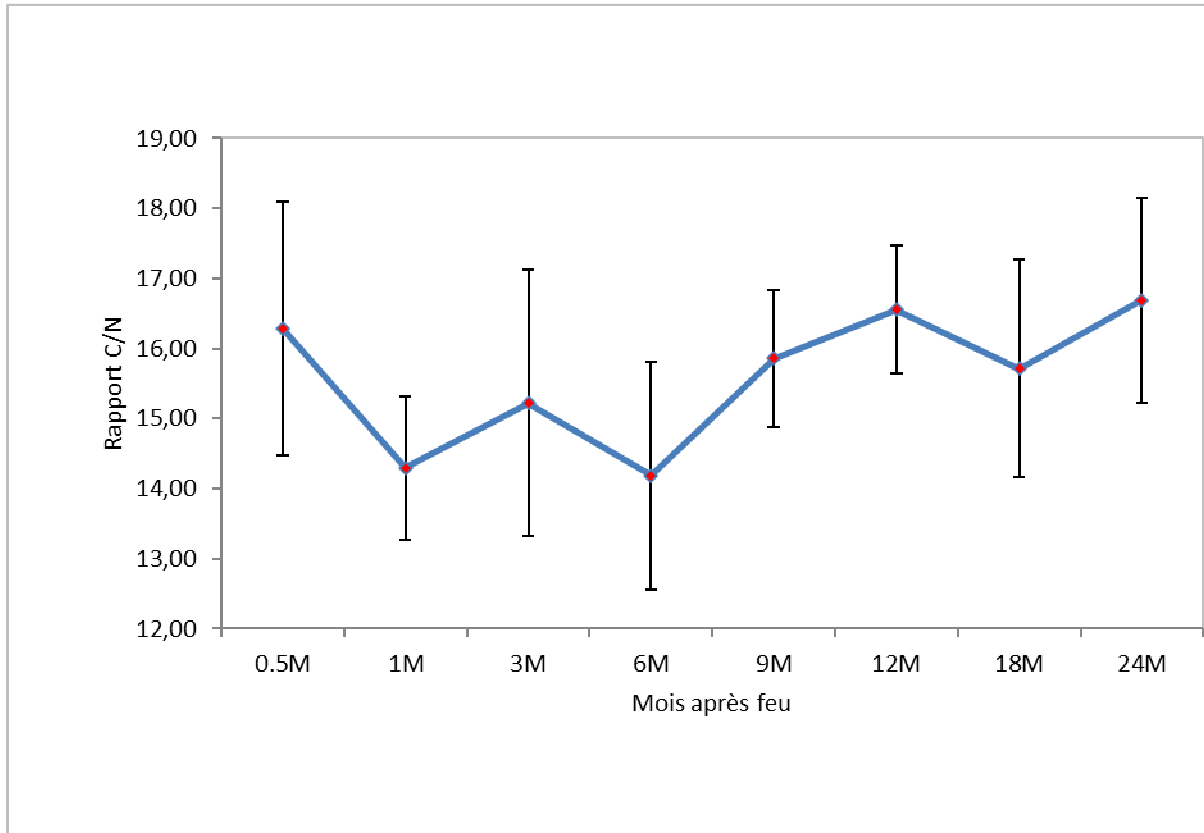


Figure 16 : Évolution du rapport C/N du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats présentés sont des moyennes ($\pm$ l'erreur standard).

En fonction du carbone et de l'azote, ce rapport varie avec l'évolution de ces deux éléments. Les valeurs de ce rapport sont les plus faibles entre un mois et six mois après l'incendie ($14,18 \pm 1,62$ à 6 mois) mais, signalons que l'analyse statistique n'a révélé aucune différence significative ($P < 0,05$) tout au long de la période analysée. Néanmoins, ce résultat, nous permet de noter que c'est au cours des premiers mois après le feu que les sols sont biologiquement plus actifs, ce qui permet une reprise très rapide de la végétation immédiatement après la perturbation. En effet, nous avons noté des repousses végétatives de la quasi-totalité des taxons ligneux et vivaces de la communauté et la germination de nombreuses espèces herbacées deux mois après le feu sur l'ensemble des parcelles échantillonnées. Nos résultats sont en accord avec ceux de **Trabaud (1990)** et de **Gillon et al (1999)**, qui ont rapporté une diminution significative du rapport C/N immédiatement après le

feu correspondant aux teneurs en azote les plus élevées. En général, le rapport C/N est plus faible après l'incendie qu'avant la perturbation (**Jiménez-González et al, 2016**).

Nos résultats concordent avec ceux relevés par **Bekdouche (2010)** pour la forêt à *Quercus suber* de Mizrana (Tizi-Ouzou) et supérieurs à ceux enregistrés par le même auteur pour la subéraie de Bouhatem (Bejaia).

4. Valeur du pH dans le sol incendié

Le pH du sol est un paramètre essentiel qui influence directement la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes. Il reflète le degré d'acidité ou d'alcalinité du sol et peut fournir des indications sur la capacité du sol à fournir des éléments nutritifs essentiels aux plantes.

Dans le cas de notre pinède après l'incendie, les valeurs du pH enregistrées sont les plus élevées au cours du premier mois ($7,70 \pm 0,13$), ce qui indique une tendance vers un sol plus alcalin. Cette alcalinité initiale peut être liée à divers facteurs tels que la combustion de la matière organique qui peut induire une élévation du pH ou la composition spécifique des cendres résultantes de l'incendie.

Au-delà du premier mois, la valeur du pH chute brutalement et significativement pour se stabiliser à partir du troisième mois jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage. Ceci suggère un retour vers des niveaux de pH plus neutres ou légèrement acides. Cette évolution peut être due à des processus de décomposition de la matière organique brûlée et à la libération d'acides organiques dans le sol au fil du temps.

Il est important de surveiller les variations du pH du sol car cela peut influencer la disponibilité des nutriments pour les plantes, par exemple en affectant la solubilité de certains éléments nutritifs ou en modifiant l'activité des microorganismes du sol. Cette information est essentielle pour évaluer l'état du sol et prendre des décisions de gestion appropriées pour favoriser la régénération de la végétation après un incendie.

Il est généralement admis que le feu stimule les microorganismes du sol en augmentant le pH du sol avec l'incorporation de cendres, principalement en modifiant les conditions microclimatiques du sol (**Gillon, 1990**).

Vidrich et al (1977) ont enregistré une augmentation de 2 unités du pH après l'incendie dans une forêt mixte de pins et de feuillus en Italie. En général, le pH des sols a tendance à

augmenter après les incendies, bien que brièvement, en raison de la libération de cations alcalins (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) liés à la matière organique (Certini, 2005 ; Bridges et al, 2019). La chaleur du feu dénature les acides organiques entraînant une forte augmentation du pH du sol (Guénon, 2010). Pritchett et Fisher (1987) ont rapporté que le pH dépend de la quantité de cendres, de la texture du sol et de la teneur en matière organique.

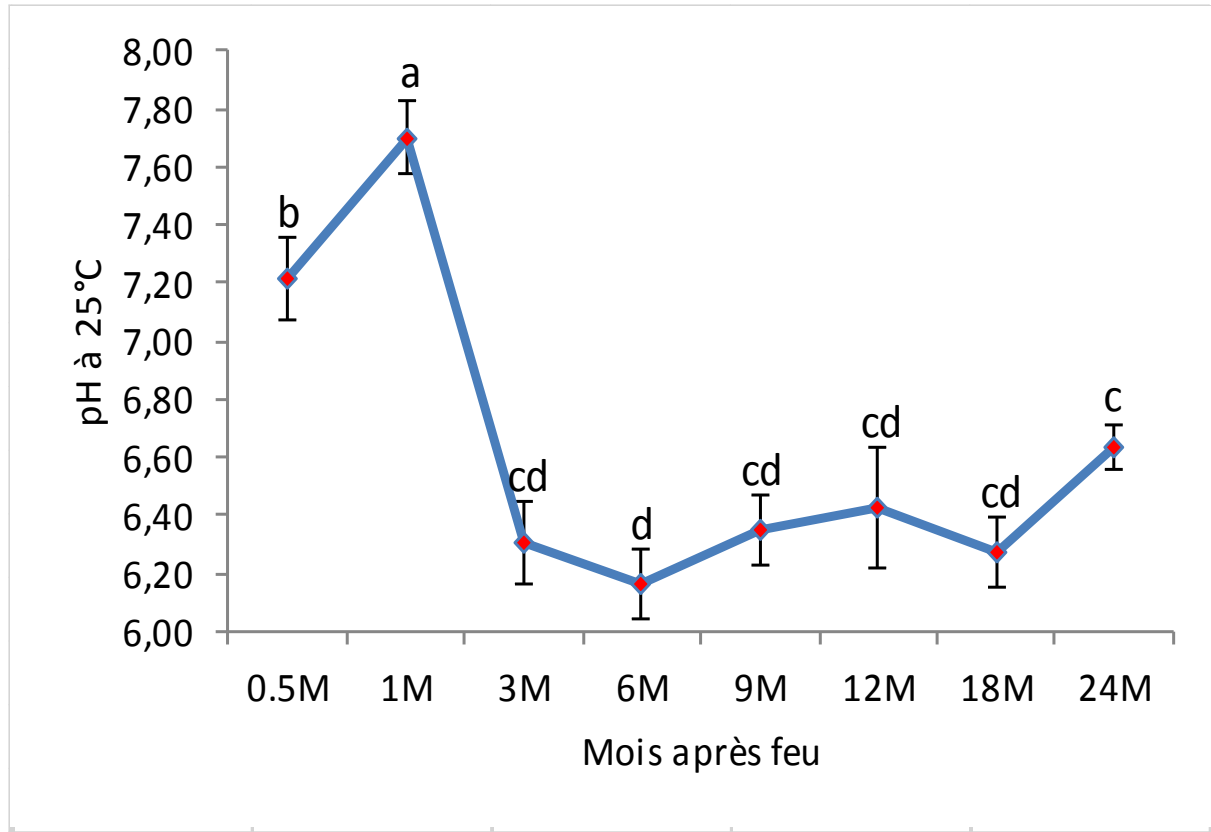


Figure 17 : Évolution du pH du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats présentés sont des moyennes ($\pm$ l'erreur standard). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre les mois (test LSD, $p < 0,05$, $n = 6$).

5. Valeur de la capacité d'échange cationique (C.E.C) du sol étudié

La capacité d'échange cationique (CEC) du sol est une mesure importante qui indique la capacité du sol à retenir et échanger des cations nutritifs essentiels pour les plantes, tels que le potassium, le calcium, le magnésium et d'autres éléments. Une CEC plus élevée est généralement associée à une capacité accrue du sol à retenir ces nutriments et à les rendre disponibles pour les plantes.

Dans le cas de notre pinède après l'incendie, les valeurs initialement élevées de CEC juste après le feu (68.86 ± 1.55 meq/100gr à 15 jours et 67.71 ± 2.42 meq/100gr au premier mois) peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs. L'incendie peut modifier la structure du sol, augmentant temporairement sa capacité à retenir les cations en raison de la libération de matière organique et de la modification des propriétés physico-chimiques du sol.

Cependant, la diminution de la CEC à partir du troisième mois (47.99 ± 2.09 meq/100gr) et sa stabilisation ultérieure indiquerait un retour vers des valeurs plus proches de celles d'avant l'incendie. Cette diminution progressive de la CEC peut résulter de processus tels que la décomposition de la matière organique brûlée, le lessivage des éléments nutritifs et la réorganisation du complexe argilo-humique dans le sol au fil du temps.

Il est crucial de surveiller la CEC du sol car elle peut affecter directement la disponibilité des nutriments pour les plantes. Comprendre les variations de la CEC après un incendie peut fournir des informations précieuses sur la capacité du sol à soutenir la croissance de la végétation et orienter les pratiques de gestion pour favoriser la régénération de l'écosystème forestier.

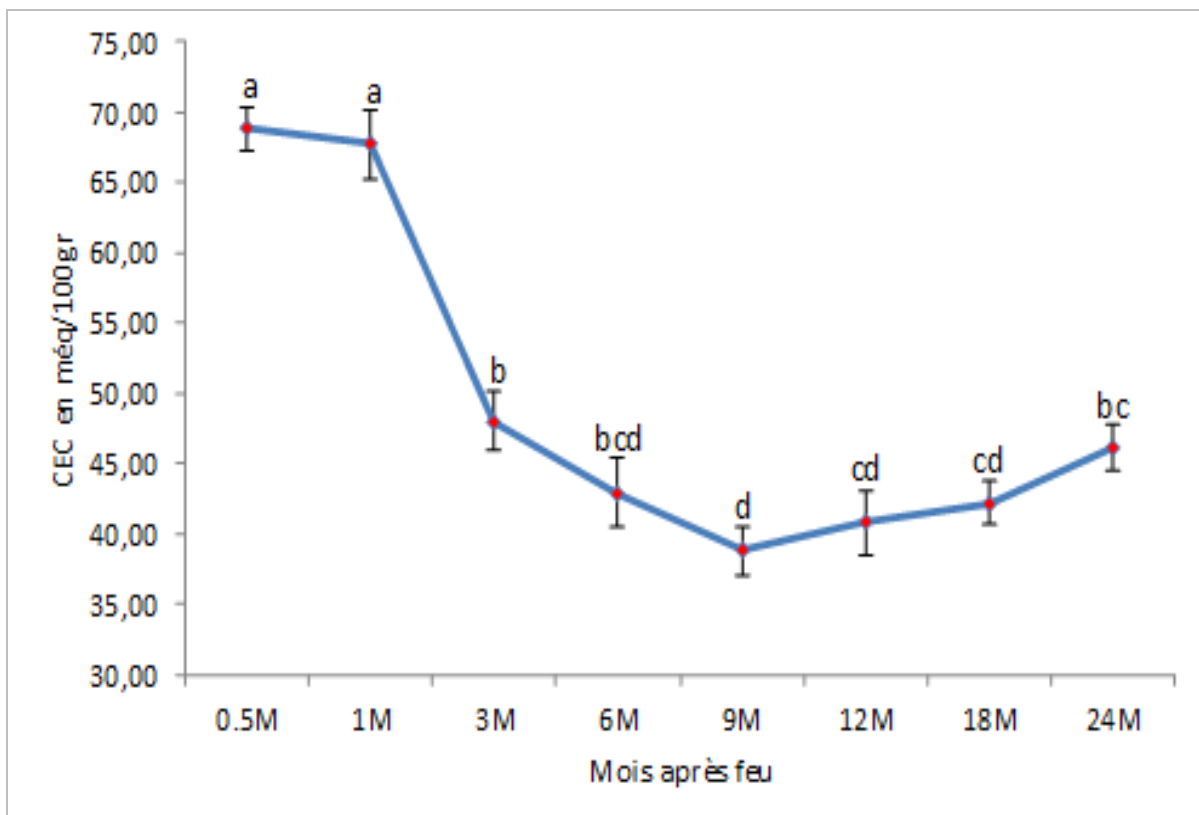


Figure 18 : Évolution de la capacité d'échange cationique (CEC) du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats

présentés sont des moyennes ($\pm$ l'erreur standard). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre les mois (test LSD, $p < 0,05$, $n = 6$).

Les études antérieures de **Trabaud (1990)**, **Certini (2005)** et **Bekdouch (2010)** mettent en lumière l'impact des incendies sur la capacité d'échange cationique (CEC) des sols. Il est intéressant de remarquer que les sols brûlés ont tendance à présenter des valeurs de CEC plus élevées que les sols non brûlés. Cette augmentation de la CEC peut être associée à la libération de cations provenant de la matière organique brûlée et à des changements dans la structure du sol après l'incendie.

Lorsque la matière organique est réduite, la relation entre la CEC et la teneur en matière organique devient plus claire, comme la souligné **Certini (2005)**. La diminution de la matière organique peut conduire à une baisse de la CEC, car une partie de la capacité d'échange cationique du sol est associée à la fraction organique.

En conditions normales, les éléments minéraux sont libérés lentement et de manière continue, ce qui assure un approvisionnement régulier en nutriments aux plantes. Cependant, les incendies perturbent cet équilibre en provoquant une libération soudaine et abondante de nutriments dans le sol. Une partie de ces nutriments devient rapidement disponible pour les plantes en croissance, tandis qu'une autre partie est emportée par le ruissellement, le lessivage et l'érosion, entraînant une perte de nutriments pour le système forestier (**Raison, 1979, 1980**).

Ces processus complexes soulignent l'importance de comprendre la dynamique des nutriments dans les sols après un incendie et de mettre en place des stratégies de gestion appropriées pour favoriser la reprise de l'écosystème forestier en tenant compte de ces changements.

6. Valeur des bases échangeables dans le sol

6.1. Le calcium dans le sol

L'importance du calcium en tant que principal contributeur à la capacité d'échange cationique dans les sols est un aspect clé de la fertilité et de la qualité du sol. Dans notre étude, l'évolution quantitative du calcium, comme indiquée par la Figure 19, a montré des valeurs initialement élevées après l'incendie ($32,02 \pm 1,95$ meq/100gr à 15 jours et $29,05 \pm 1,34$ meq/100gr à 1 mois), suivies d'une diminution parallèle à la baisse de la capacité d'échange cationique. Les valeurs les plus basses ont été observées entre 6 et 9 mois, avec une légère

amélioration par la suite. Cette variation suggère une dynamique complexe de la disponibilité du calcium dans le sol après l'incendie.

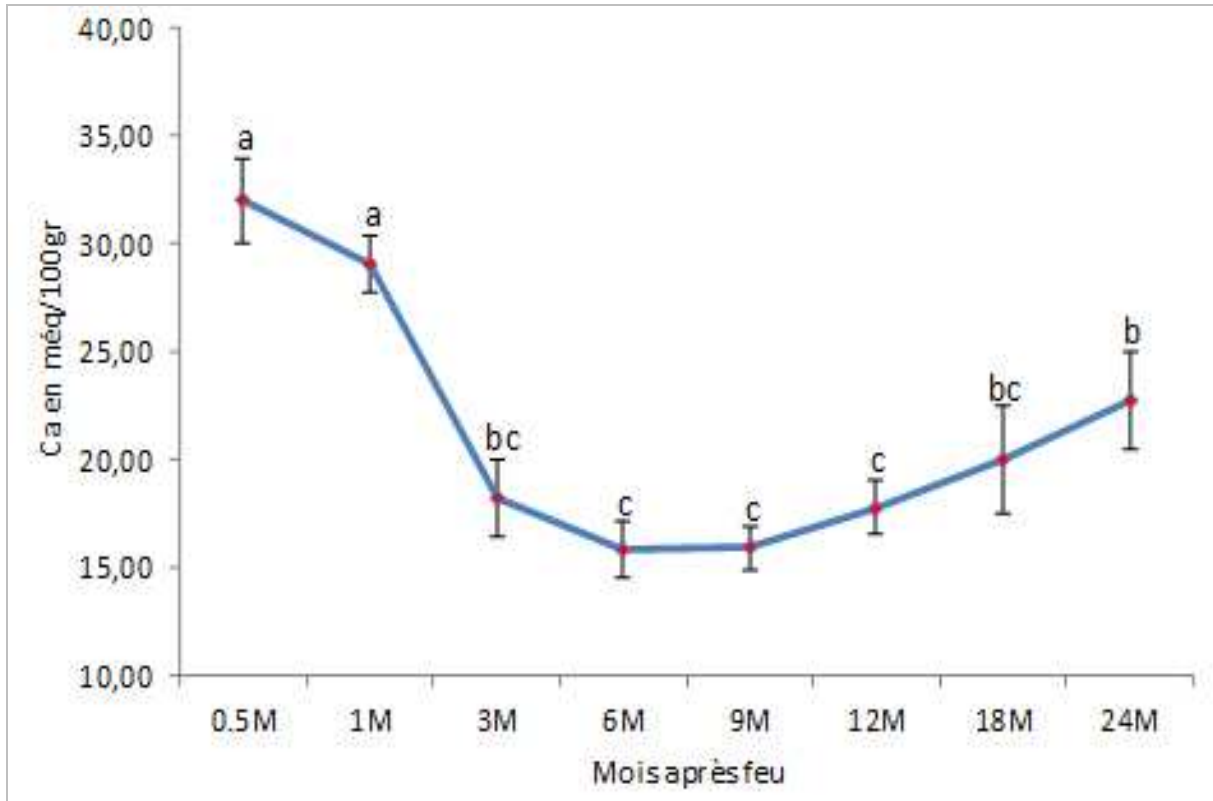


Figure 19 : Évolution de la teneur en calcium du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats présentés sont des moyennes ($\pm$ l'erreur standard). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre les mois (test LSD, $p < 0,05$, $n = 6$).

Les travaux antérieurs de **Viro (1974)** et **Gillon (1990)** soulignent que le calcium est relativement moins affecté que d'autres cations échangeables par les processus de combustion. Les pertes de calcium pendant la combustion sont principalement attribuables au transport des particules, ce qui explique en partie la relative stabilité ou la légère augmentation de sa concentration dans les sols brûlés.

Il est intéressant de noter l'observation de **Viro (1974)** indiquant une augmentation significative de la concentration en calcium dans les sols brûlés de forêts de conifères. Cette augmentation peut résulter de la libération du calcium des matériaux organiques brûlés, ainsi que de la redistribution et de la réorganisation des cations dans le sol suite à l'incendie.

Ces constatations mettent en évidence l'importance de comprendre comment les incendies affectent la disponibilité des cations essentiels comme le calcium dans les sols

forestiers et soulignent la nécessité de prendre en compte ces effets dans la gestion et la restauration des écosystèmes forestiers perturbés par le feu.

6.2. Le Magnésium dans le sol

L'évolution des valeurs de magnésium après l'incendie suivent la même dynamique que celle du calcium, avec une augmentation significative au cours des deux premières dates de prélèvements suivie d'une diminution et stabilisation à partir du troisième mois (Figure 20, $P < 0,05$). Cette dynamique met en lumière la complexité des réponses de ce cation aux incendies dans les écosystèmes forestiers. Il est intéressant de noter que les résultats de divers auteurs montrent une divergence quant à l'impact de l'incendie sur la teneur en magnésium dans le sol.

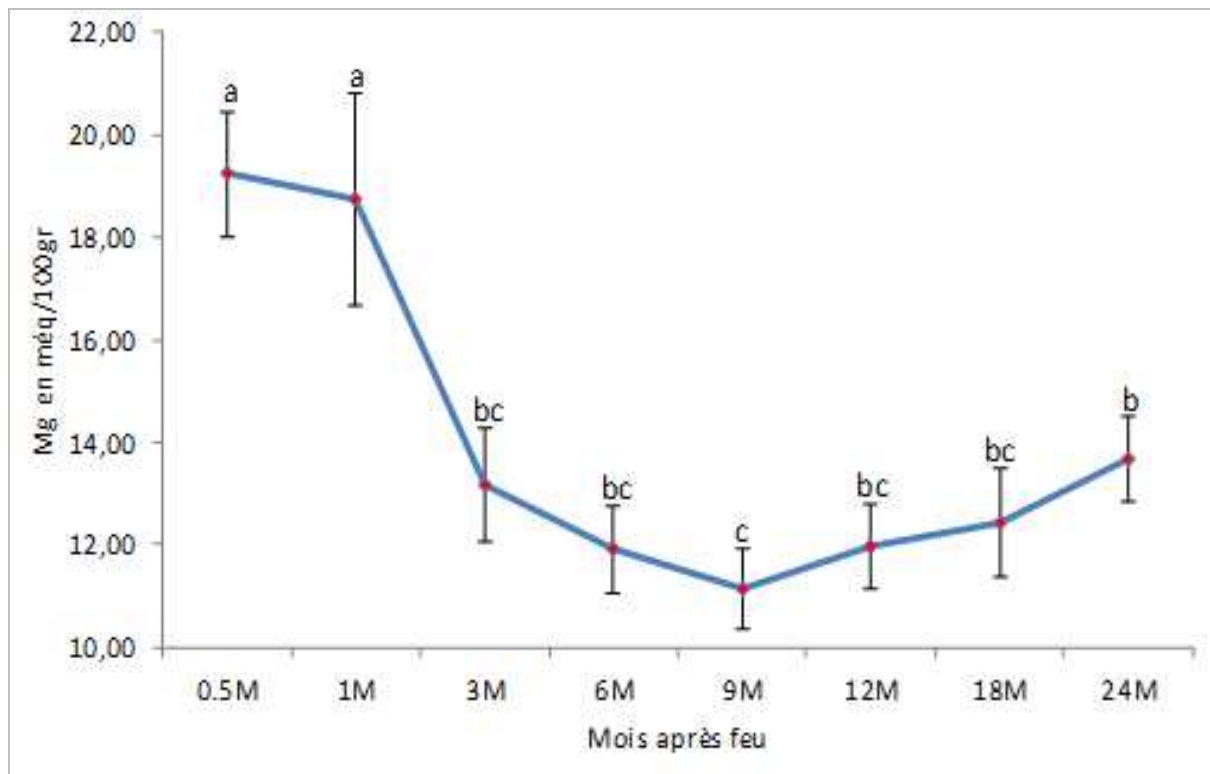


Figure 20 : Évolution de la teneur en magnésium du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats présentés sont des moyennes ($\pm$ l'erreur standard). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre les mois (test LSD, $p < 0,05$, $n = 6$).

Certains auteurs tels qu'**Ahlgren et Ahlgren (1960)**, **Viro (1974)**, **Woodmansee et Wallach (1981)** et **Kutiel et Naveh (1987a)** ont observé une augmentation de la teneur en magnésium après un incendie, tandis que d'autres comme **Rundel et Parsons (1980)** et **Kutiel et Naveh (1987b)** ont noté une diminution. Cette variabilité des résultats souligne les

interactions complexes entre l'incendie, la combustion de la matière organique et la libération de nutriments dans le sol.

Malgré une augmentation initiale après l'incendie, il est souligné que la quantité de magnésium rapidement libérée tend à diminuer en raison des pertes par ruissellement, lessivage et érosion éolienne selon les travaux de **Raison (1979, 1980)** et **Certini (2005)**. Ces processus de perte peuvent entraîner une diminution de la disponibilité du magnésium dans le sol au fil du temps, malgré l'augmentation initiale observée en raison de la combustion et de la libération de la matière organique.

6.3. Le Potassium dans le sol

Notre étude met en évidence des variations significatives dans les niveaux de potassium après l'incendie dans l'écosystème forestier étudié. Le potassium semble présenter les valeurs les plus faibles parmi les bases échangeables examinées, avec des valeurs initialement élevées immédiatement après l'incendie ($0,352 \pm 0,052$ meq/100gr au premier mois) qui diminuent considérablement au sixième mois ($0,140 \pm 0,024$ meq/100gr, $P < 0,05$). Cette diminution rapide du potassium peut être due à des processus de lessivage et de ruissellement, où une partie des éléments nutritifs est perdue par les sols.

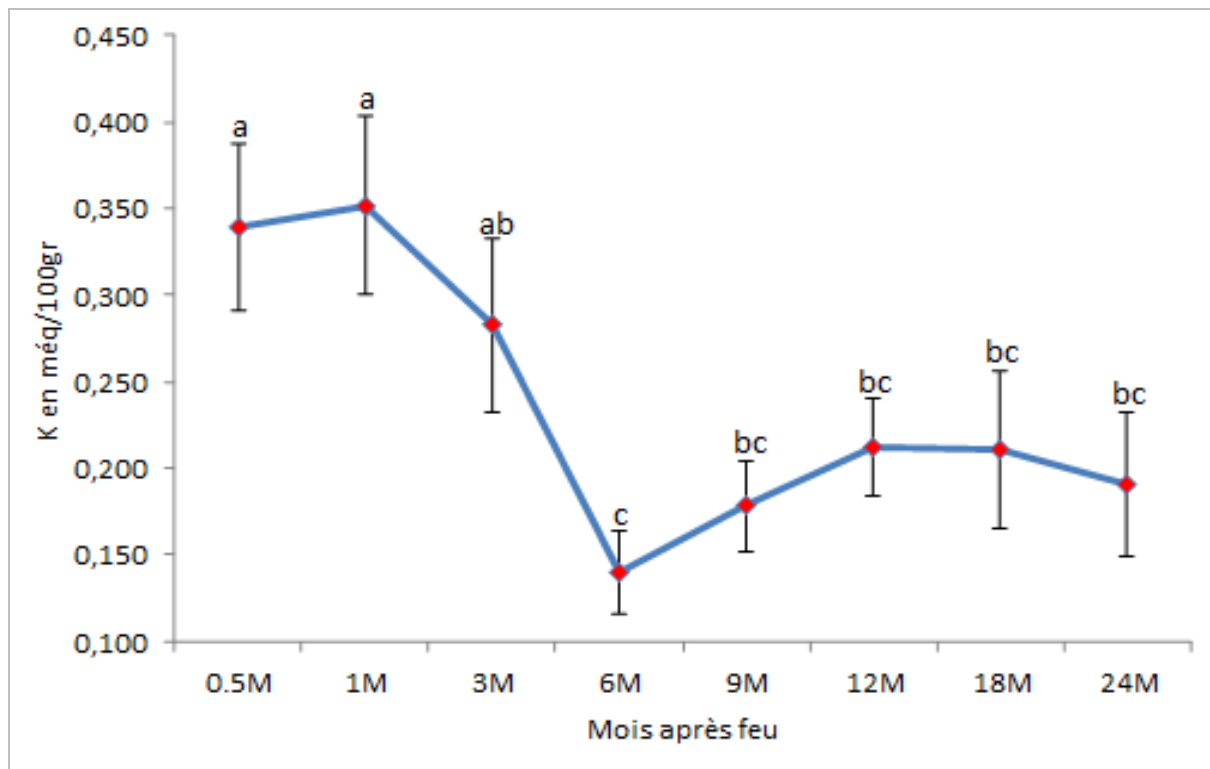


Figure 21 : Évolution de la teneur en potassium du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats présentés sont des

moyennes ($\pm$ l'erreur standard). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre les mois (test LSD, $p < 0,05$, $n = 6$).

En ce qui concerne le potassium, les résultats de différents chercheurs soulignent la variabilité des réponses en fonction des écosystèmes et de l'intensité du feu. En général, après des niveaux élevés apportés par les cendres suite à l'incendie, il y a un retour progressif aux niveaux d'avant la perturbation en raison des pertes par ruissellement et lixiviation. Cette tendance reflète la dynamique complexe des nutriments en réponse aux perturbations liées aux incendies, où des processus de redistribution et de perte peuvent influencer la disponibilité des éléments nutritifs pour la végétation.

Comprendre ces variations dans les niveaux de potassium après un incendie est essentiel pour évaluer l'impact sur la fertilité du sol et guider les efforts de restauration écologique afin de favoriser la régénération de l'écosystème forestier affecté par le feu.

6.4. Le Sodium dans le sol

Il est intéressant de noter que le sodium a présenté une stabilité relative au cours de la période d'observation, avec des niveaux relativement constants à l'exception des valeurs enregistrées au premier mois après l'incendie qui sont statistiquement les plus élevées ($P < 0,05$). Cette stabilité du sodium peut indiquer une certaine résilience de cet élément face aux perturbations provoquées par l'incendie dans l'écosystème forestier étudié.

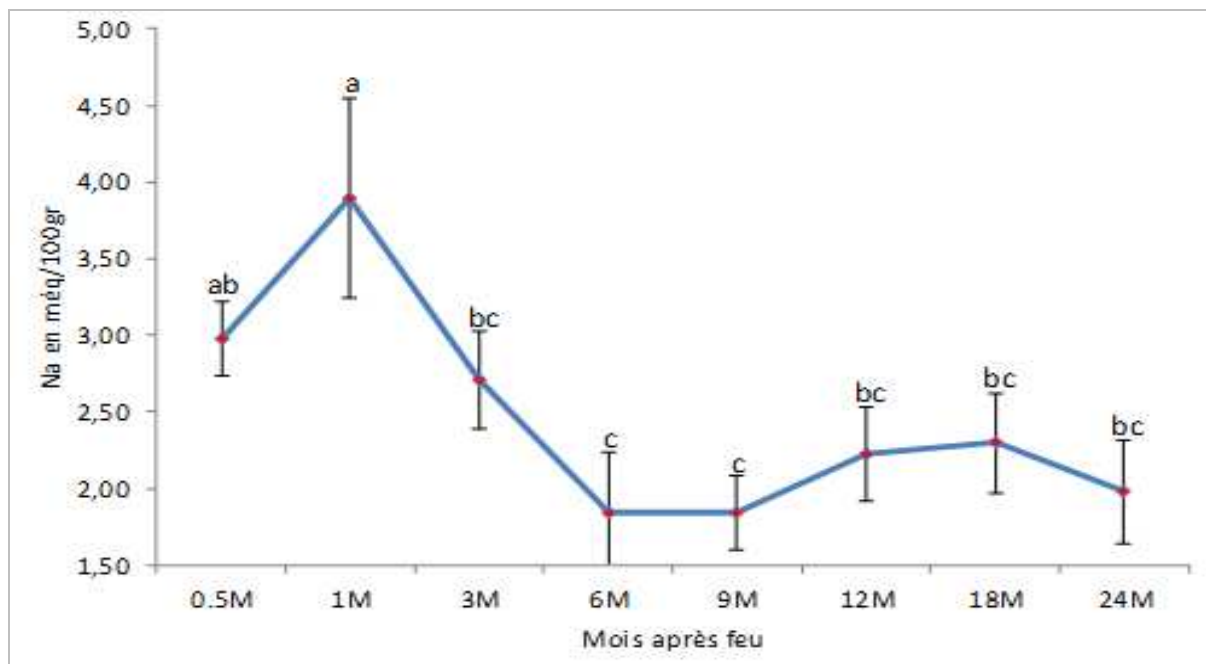


Figure 22 : Évolution de la teneur en sodium du sol de la forêt à *Pinus pinaster* de Kissir (Jijel) au cours des deux premières années après l'incendie. Les résultats présentés sont des moyennes ($\pm$ l'erreur standard). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre les mois (test LSD, $p < 0,05$, $n = 6$).

Les travaux de **Trabaud (1980, 1983, 1990)** ont souligné une tendance à la diminution des niveaux de sodium immédiatement après l'incendie par rapport à l'état d'avant l'incendie. En revanche, **Bekdouche (2010)** a observé une légère augmentation du sodium au début des observations, ce qui suggère des variations dans la réponse du sodium à l'incendie en fonction des milieux et de l'intensité de la perturbation.

La stabilité relative du sodium, avec néanmoins des valeurs plus élevées enregistrées au cours du premier mois après l'incendie, souligne l'importance de considérer la dynamique des éléments nutritifs dans le sol et leurs interactions complexes avec les processus de perturbations et de rétablissement de l'écosystème forestier. Ces informations peuvent être précieuses pour orienter les stratégies de gestion visant à soutenir la régénération de la végétation et à maintenir l'équilibre des éléments nutritifs dans les sols après un incendie.

Conclusion

Conclusion

La dynamique des éléments biogéniques majeurs du sol superficiel de la pinède à *Pinus Pinaster* de Kissir de la région de Jijel, dans le nord-est de l'Algérie, au cours des deux premières années suivant l'incendie, révèle des tendances intéressantes quant à la réaction des sols aux incendies.

Immédiatement après l'incendie, les niveaux les plus élevés de tous les nutriments étudiés ont été enregistrés. Cette phase d'enrichissement initial peut être attribuée à la décomposition de la matière organique brûlée, libérant ainsi des éléments nutritifs essentiels dans le sol. Cependant, ce phénomène est éphémère, et avec la reprise de la végétation, les niveaux de ces éléments biogéniques commencent à diminuer progressivement. Cette tendance est intéressante car elle suggère que la végétation régénérée utilise ces nutriments pour sa croissance et que le sol retrouve progressivement son état d'avant l'incendie.

La diminution des niveaux de l'ensemble des nutriments peut être interprétée comme un retour à l'équilibre écologique antérieur à l'incendie. Elle confirme ainsi les observations antérieures de divers auteurs qui ont constaté que la couche superficielle du sol des forêts de pins et de diverses autres communautés forestières connaît une phase d'enrichissement initiale suivie d'un rétablissement progressif.

Cependant, la variabilité importante notée pour un même stade après feu, soulève une importante question d'ordre méthodologique dans l'étude de la fertilité des sols. En effet, la variabilité édaphique de détail fait que l'approche comparative ne permet pas une analyse rigoureuse. Seule l'approche diachronique et expérimentale assurant la maîtrise de toutes les sources de variabilité peut aboutir à des résultats permettant d'aller vers des conclusions fines.

Ainsi donc, afin de parvenir à des réponses plus précises sur l'impact des incendies, il est impératif d'assembler un dispositif intégrant des témoins pour maîtriser les différentes sources de variation spatiale et temporelle des sols. De plus, il est essentiel d'étaler l'observation par le mode diachronique sur une période suffisamment longue jusqu'à la cicatrisation totale des communautés. En définitif, seule l'approche expérimentale peut fournir les conditions nécessaires pour une compréhension fine de la complexité des réponses des sols aux incendies des communautés forestières.

Notre étude permet d'énoncer des conclusions qui peuvent servir d'orientations pour l'analyse des sols après incendie, que nous pouvons synthétiser ainsi :

Conclusion

- Enrichissement initial des sols après un incendie : les sols connaissent une période d'enrichissement temporaire caractérisée par des niveaux élevés de nutriments au cours des premiers mois après un incendie. Ce phénomène est attribué à la décomposition de la matière organique brûlée, libérant des nutriments essentiels dans le sol.
- Réduction progressive des niveaux de nutriments : avec la reprise de la végétation, les niveaux de nutriments commencent à diminuer progressivement, indiquant que la végétation régénérée utilise ces nutriments pour sa croissance. Cette diminution suggère un retour à l'équilibre écologique antérieur à l'incendie.
- Hétérogénéité des sols : l'étude soulève des défis liés à la variabilité spatiale et naturelle des sols qui rend difficile l'analyse de la dynamique des nutriments après un incendie.
- Nécessité d'un suivi à long terme : pour parvenir à des conclusions fines sur l'impact des incendies, il est essentiel d'étaler les observations jusqu'à la cicatrisation totale des sols.

En perspective, et afin d'approfondir la compréhension de l'impact des incendies sur les sols et les communautés forestières, il convient de dépasser les paramètres étudiés dans ce travail. Outre les limites liées à la méthodologie et à la durée d'observation, plusieurs axes de recherche se dégagent :

1. Analyser l'impact de l'intensité de l'incendie sur la fertilité des sols

- o Différencier les effets selon l'intensité (faible, modérée, élevée) permettrait de mieux cerner les modifications de la matière organique, des nutriments et de la capacité d'échange cationique.
- o Cette analyse contribuerait à définir des seuils critiques d'altération au-delà desquels la résilience du sol est compromise.

2. Évaluer l'impact de l'incendie sur les communautés microbiennes et la microfaune du sol

- o Les micro-organismes et la microfaune sont essentiels au cycle des nutriments et au maintien de la fertilité.

- o Étudier leur diversité, leur dynamique et leur rôle post-incendie aiderait à comprendre les mécanismes biologiques de résilience et de restauration du sol.

3. Étudier la dynamique de la végétation post-incendie

- o La régénération de la couverture végétale constitue un indicateur clé du rétablissement des fonctions écologiques.
- o L'analyse de la succession végétale (espèces pionnières, arbustes, arbres) permettrait de relier la dynamique de la végétation aux propriétés chimiques et biologiques des sols incendiés.
- o Cette approche contribuerait à identifier les trajectoires de restauration naturelle et à orienter des stratégies de gestion forestière adaptées aux différents types de perturbations.

Références bibliographiques

- Agee, J. K.** (1993). *Fire ecology of Pacific Northwest forests* (Vol. 499). Washington, DC: Island Press.
- Ahlgren, I. F., & Ahlgren, C. E.** (1960). Ecological effects of forest fires. *Botanical Review*, 6(4), 483–533. <https://doi.org/10.1007/BF02940573>
- Amatulli, G., Pérez-Cabello, F., & de la Riva, J.** (2007). Mapping lightning/human-caused wildfires occurrence under ignition point location uncertainty. *Ecological Modelling*, 200(3–4), 321–333. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.08.001>
- Arfa, A.** (2008). *Les incendies de forêt en Algérie : Stratégies de prévention et plans de gestion* [Thèse de magister, Université Mentouri de Constantine].
- Arunrat, N., Sereenonchai, S., Kongsurakan, P., Iwai, C. B., Yuttitham, M., & Hatano, R.** (2023). Post-fire recovery of soil organic carbon, soil total nitrogen, soil nutrients, and soil erodibility in rotational shifting cultivation in Northern Thailand. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1117427. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1117427>
- Athias-Binche, F., Briard, J., Fons, R., & Sommer, F.** (1987). Study of ecological influence of fire on fauna in Mediterranean ecosystems (soil and above-ground layer). Patterns of post-fire recovery. *Écologia Mediterranea*, 13(4), 135–154.
- Badía, D., Martí, C., Aguirre, A. J., Aznar, J. M., González-Pérez, J. A., De la Rosa, J. M., & Echeverría, T.** (2014). Wildfire effects on nutrients and organic carbon of a Rendzic Phaeozem in NE Spain: Changes at cm-scale topsoil. *Catena*, 113, 267–275. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.08.002>
- Barreiro, A., & Díaz-Raviña, M.** (2021). Fire impacts on soil microorganisms: Mass, activity, and diversity. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 22, 100264. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100264>
- Bekdouche, F.** (1997). *Évolution de la végétation et du sol superficiel d'une subéraie après feu : Cas de la forêt de Mizrana (Tizi Ouzou)* [Thèse de Magister en Écologie Végétale, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, Algérie].
- Bekdouche, F.** (2010). *Évolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord Algérien)* [Thèse de Doctorat d'État en Sciences Agronomiques, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, Algérie].
- Bendall, E. R., Robinson, N. M., Lindenmayer, D. B., Morgain, R., Legge, S., Woinarski, J. C. Z., ... & Maron, M.** (2021). Conserving fauna in fire-prone landscapes: A review of fire-associated management actions that affect fauna conservation and recovery. *Biological Conservation*, 256, 109078.
- Ben-Said, S.** (1981). *Approche pédologique et phytosociologique des formations de pin maritime (Pinus pinaster Ait) dans la région d'El-Kala et Collo* [Thèse d'ingénieur, Institut National Forestier, El Harrach].
- Borgogni, F., Lavecchia, A., Mastrolonardo, G., Certini, G., Ceccherini, M. T., & Pietramellara, G.** (2019). Immediate and short-term wildfire impact on soil microbial

diversity and activity in a Mediterranean forest soil. *Soil Science*, 184(2), 35–42. DOI: 10.1097/SS.0000000000000250

Boudy, P. (1950). *Guide du forestier en Afrique du Nord*. Paris: Maison Rustique, pp. 131–157.

Bowd, E. J., Banks, S. C., Strong, C. L., & Lindenmayer, D. B. (2019). Long-term impacts of wildfire and logging on forest soils. *Nature Geoscience*, 12(2), 113–118. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0294-2>

Braslavskaya, T. Y., Geraskina, A. P., Aleinikov, A. A., Sibgatullin, R. Z., Belyaeva, N. V., Ukhova, N. L., ... & Smirnova, O. V. (2022). Long-term effect of wildfires on vascular plant and soil invertebrate diversity in primary fir-spruce forests of the Ural Mountains (North Eurasia). *Russian Journal of Ecosystem Ecology*, 7(1), 41–60.

Bridges, J. M., Petropoulos, G. P., & Clerici, N. (2019). Immediate changes in organic matter and plant available nutrients of Haplic Luvisol soils following different experimental burning intensities in Damak Forest, Hungary. *Forests*, 10(5), 453. <https://doi.org/10.3390/f10050453>

Busse, M. D., & DeBano, L. F. (2005). Soil biology. In D. G. Neary, K. C. Ryan, & L. F. DeBano (Eds.), *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soil and water* (pp. 73–91). Ogden: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Calderisi, G., Salaris, E., Cogoni, D., Rossetti, I., Murtas, F., & Fenu, G. (2025). Relationship between post-fire vegetation recovery and soil temperature in the Mediterranean forest. *Fire*, 8(3), 91. <https://doi.org/10.3390/fire8030091>

Calvo, L., Santalla, S., Valbuena, L., Marcos, E., Tárrega, R., & Luis-Calabuig, E. (2008). Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology*, 197, 81–90. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9362-1>

Caon, L., Vallejo, V. R., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 139, 47–58. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.09.001>

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>

Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaioli, P., & Rumpel, C. (2011). Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma*, 167, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.005>

Cheng, Y., Luo, P., Yang, H., Li, H., Luo, C., Jia, H., & Huang, Y. (2023). Fire effects on soil carbon cycling pools in forest ecosystems: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 895, 165001. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165001>

Covington, W. W., & Sackett, S. S. (1986). Effect of periodic burning on soil nitrogen concentrations in ponderosa pine. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 452–457. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000020040x>

- DeBano, L. F. (2000).** The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: A review. *Journal of Hydrology*, 231, 195–206. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3)
- DeBano, L. F., & Neary, D. G. (2005).** The soil resource: Its importance, characteristics, and general responses to fire. In D. G. Neary, K. C. Ryan, & L. F. DeBano (Eds.), *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soil and water* (pp. 21–27). Ogden: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- de Diego, J., Fernández, M., Rúa, A., & Kline, J. D. (2023).**Examining socioeconomic factors associated with wildfire occurrence and burned area in Galicia (Spain) using spatial and temporal data. *Fire Ecology*, 19(1), 18. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00173-8>
- Duguy, B., Paula, S., Pausas, J. G., Alloza, J. A., Gimeno, T., & Vallejo, R. V. (2013).** Effects of climate and extreme events on wildfire regime and their ecological impacts. In *Regional assessment of climate change in the Mediterranean: Volume 2: Agriculture, forests and ecosystem services and people* (pp. 101–134). https://doi.org/10.1007/978-94-007-5772-1_6
- Duguy, B., Rovira, P., & Vallejo, R. (2007).**Land use history and fire effects on soil fertility in eastern Spain. *European Journal of Soil Science*, 58(1), 83–91. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00802.x>
- Ebel, B. A. (2012).** Wildfire impacts on soil-water retention in the Colorado Front Range, United States. *Water Resources Research*, 48(12). <https://doi.org/10.1029/2012WR012362>
- Ergazaki, M., & Andriotou, E. (2010).** From “forest fires” and “hunting” to disturbing “habitats” and “food chains”: Do young children come up with any ecological interpretations of human interventions within a forest? *Research in Science Education*, 40, 187–201. <https://doi.org/10.1007/s11165-008-9109-6>
- FAO. (2010).**Évaluation des ressources forestières mondiales. Rapport principal, 241.
- Fernandes, P., Antunes, C., Pinho, P., Máguas, C., & Correia, O. (2016).**Natural regeneration of *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* from plantation into adjacent natural habitats. *Forest Ecology and Management*, 378, 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.027>
- Fernandes, P., & Rigolot, E. (2007).** The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management*, 241(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.010>
- Fernandes, P., & Terhi, V. (2011).** Forest fires in Mediterranean countries: CO₂ emissions and mitigation possibilities through prescribed burning. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9681-9>
- Fernández, I., Cabaneiro, A., & Carballas, T. (1999).** Carbon mineralization dynamics in soils after wildfires in two Galician forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(13), 1853–1865. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00116-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00116-9)

- Fernández-Fernández, M., Rütting, T., & González-Prieto, S. (2017).** Effects of a high-severity wildfire and post-fire straw mulching on gross nitrogen dynamics in Mediterranean shrubland soil. *Geoderma*, 305, 328–335. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.023>
- Fernandez-Marcos, M. L. (2022).** Potentially toxic substances and associated risks in soils affected by wildfires: A review. *Toxics*, 10(1), 31. <https://doi.org/10.3390/toxics10010031>
- Fisher, R. F., & Binkley, D. (2000).** *Ecology and management of forest soils*. New York: John Wiley & Sons.
- Flannigan, M. D., & Wotton, B. M. (2001).** Climate, weather, and area burned. In *Forest fires* (pp. 351–373). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012386660-8/50012-X>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Snyder, P. K. (2005).** Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. DOI: 10.1126/science.1111772
- Fonseca, T. F., Gonçalves, A. C., & Lousada, J. (2022).** Maritime pine, its biological and silvicultural traits for the basis of natural resources: An overview. *IntechOpen*. DOI: 10.5772/intechopen.102860
- Gillon, D. (1990).** Les effets des feux sur la richesse en éléments minéraux et sur l'activité biologique du sol. *Revue Forestière Française*, 42, 295–302.
- Gillon, D., Houssard, C., & Joffre, R. (1999).** Using near-infrared reflectance spectroscopy to predict carbon, nitrogen and phosphorus content in heterogeneous plant material. *Oecologia*, 118(2), 173–182. <https://doi.org/10.1007/s004420050716>
- Gillon, D., & Rapp, M. (1989).** Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. *Plant and Soil*, 120(1), 69–77. <https://doi.org/10.1007/BF02370292>
- Giovannini, G. (2012).** *Fire in agricultural and forestall ecosystems: The effects on soil*. Pisa: Edizioni ETS.
- Gómez-Rey, M. X., & Gonzalez-Prieto, S. J. (2013).** Short-term impact of a wildfire on net and gross N transformation rates. *Biology and Fertility of Soils*, 49, 1065–1075. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0806-6>
- Gomez, C., Mangeas, M., Curt, T., Ibanez, T., Munzinger, J., Dumas, P., ... & Hély, C. (2015).** Wildfire risk for main vegetation units in a biodiversity hotspot: Modeling approach in New Caledonia, South Pacific. *Ecology and Evolution*, 5(2), 377–390. <https://doi.org/10.1002/ece3.1317>
- Gongalsky, K. B., & Persson, T. (2013).** Recovery of soil macrofauna after wildfires in boreal forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.07.005>
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004).** The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International*, 30(6), 855–870. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>

- Gouveia, C., DaCamara, C. C., & Trigo, R. M. (2010).** Post-fire vegetation recovery in Portugal based on SPOT/VEGETATION data. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10(4), 673–684. <https://doi.org/10.5194/nhess-10-673-2010>
- Guénon, R. (2010).** *Vulnérabilité des sols méditerranéens aux incendies récurrents et restauration de leurs qualités chimiques et microbiologiques par des apports de composts* [Thèse de doctorat, Université Paul Cézanne - Aix-Marseille, France].
- Guénon, R., Vennetier, M., Dupuy, N., Roussos, S., Paillet, A., & Gros, R. (2013).** Trends in recovery of Mediterranean soil chemical properties and microbial activities after infrequent and frequent wildfires. *Land Degradation & Development*, 24(2), 115–128. <https://doi.org/10.1002/ldr.1109>
- Gustine, R. N., Hanan, E. J., Robichaud, P. R., & Elliot, W. J. (2022).** From burned slopes to streams: How wildfire affects nitrogen cycling and retention in forests and fire-prone watersheds. *Biogeochemistry*, 157(1), 51–68. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00861-0>
- He, T., Lamont, B. B., & Pausas, J. G. (2019).** Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews*, 94(6), 1983–2010. <https://doi.org/10.1111/brv.12544>
- Hernández, T., Garcia, C., & Reinhardt, I. (1997).** Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and fertility of soils*, 25, 109–116. <https://doi.org/10.1007/s003740050289>
- Hatten, J. A., & Zabowski, D. (2009).** Changes in soil organic matter pools and carbon mineralization as influenced by fire severity. *Soil Science Society of America Journal*, 73(1), 262–273. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0304>
- Hrelja, I., Šestak, I., Pereira, P., & Bogunović, I. (2022).** Changes in soil texture after wildfire: effect of severity, vegetation type and time-since-fire in Mediterranean environment. In 14. Kongres Hrvatskog Tloznanstvenog Društva-Degradacija tla izazov za poljoprivrednu proizvodnju (14th Congress of the Croatian Society of Soil Science-Soil degradation challenges in agricultural production) (pp. 37–38).
- Hrelja, I., Šestak, I., & Bogunović, I. (2020).** Wildfire impacts on soil physical and chemical properties-a short review of recent studies. *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 85(4), 293–301.
- Heyward, F., & Tissot, A. N. (1936).** Some changes in the soil fauna associated with forest fires in the longleaf pine region. *Ecology*, 17(4), 659–666. <https://doi.org/10.2307/1932764>
- Jacquet, J. S. (2012).** Impacts des défoliations de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) sur la croissance du pin maritime (*Pinus pinaster*). École Doctorale: Sciences et Environnements Ph. D, 151.
- Jiménez-González, M.A., De la Rosa, J.M., Jiménez-Morillo, N.T., Almendros, G., González-Pérez, J.A. & Knicker H. (2016).** Post-fire recovery of soil organic matter in a Cambisol from typical Mediterranean forest in Southwestern Spain. *Sci. Total Environ.*, 572, 1414–1421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.134>

- Jiménez-Morillo, N. T., Almendros, G., José, M., Jordán, A., Zavala, L. M., Granged, A. J., & González-Pérez, J. A. (2020).**Effect of a wildfire and of post-fire restoration actions in the organic matter structure in soil fractions. *Science of the Total Environment*, 728, 138715. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138715>
- Johnson, E. A. (1979).** Fire recurrence in the subarctic and its implications for vegetation composition. *Canadian Journal of Botany*, 57(12), 1374-1379. <https://doi.org/10.1139/b79-171>
- Kamimura, K., Gardiner, B., Dupont, S., Guyon, D., & Meredieu, C. (2016).**Mechanistic and statistical approaches to predicting wind damage to individual maritime pine (*Pinus pinaster*) trees in forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(1), 88-100. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0237>
- Karavani, A., Boer, M. M., Baudena, M., Colinas, C., Díaz-Sierra, R., Pemán, J., ... & Resco de Dios, V. (2018).** Fire-induced deforestation in drought-prone Mediterranean forests: drivers and unknowns from leaves to communities. *Ecological Monographs*, 88(2), 141-169. <https://doi.org/10.1002/ecm.1285>
- Keeley, J. E., Bond, W. J., Bradstock, R. A., Pausas, J. G., & Rundel, P. W. (2011).***Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management*. Cambridge University Press.
- Keeley, J. E., & Fotheringham, C. J. (2001).** Historic fire regime in southern California shrublands. *Conservation Biology*, 15(6), 1536-1548. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.00097.x>
- Kelly, J., Ibáñez, T. S., Santín, C., Doerr, S. H., Nilsson, M. C., Holst, T., ... & Kljun, N. (2021).** Boreal forest soil carbon fluxes one year after a wildfire: Effects of burn severity and management. *Global Change Biology*, 27(17), 4181-4195. <https://doi.org/10.1111/gcb.15721>
- Kong, J. J., Yang, J., Chu, H., & Xiang, X. (2015).**Effects of wildfire and topography on soil nitrogen availability in a boreal larch forest of northeastern China. *International Journal of Wildland Fire*, 24(3), 433-442. <https://doi.org/10.1071/WF13218>
- Knoepp, J.D., DeBano, L.F. & Neary D.G. (2005).** Soil chemistry. In D.G. Neary, K.C. Ryan & L.F. DeBano (Eds.), *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water* (pp. 53–71). Ogden: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Kutiel, P. & Naveh Z. (1987a).**The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant Soil*, 104(2), 269–274. <https://doi.org/10.1007/BF02372541>
- Kutiel, P. & Naveh Z. (1987b).**Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *For. Ecol. Manag.*, 20(1–2), 11–24. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(87\)90147-2](https://doi.org/10.1016/0378-1127(87)90147-2)
- Lasslop, G., Coppola, A. I., Voulgarakis, A., Yue, C., & Veraverbeke, S. (2019).**Influence of fire on the carbon cycle and climate. *Current Climate Change Reports*, 5, 112-123. <https://doi.org/10.1007/s40641-019-00128-9>

Références bibliographiques

- Le Houérou, H. N. (1973).** Fire and vegetation in the Mediterranean Basin (pp. 237-277). Rome, Italy: FAO.
- Le Houérou, H. N. (1987).** Vegetation wild fires in the Mediterranean basin: evolution and trends. *Ecologia mediterranea*, 13(4), 13-24.
- Lopez, A. M., Avila, C. C. E., VanderRoest, J. P., Roth, H. K., Fendorf, S., & Borch, T. (2024).** Molecular insights and impacts of wildfire-induced soil chemical changes. *Nature Reviews Earth & Environment*, 5(6), 431-446. <https://doi.org/10.1038/s43017-024-00548-8>
- Lounis, N. (1998).** Impact de l'incendie sur la végétation et sur les caractéristiques de la couche superficielle du sol au niveau des formations à *Quercus suber* L. (cas de la forêt de Mizrana-Tizi-Ouzou). Thèse de Magister, Institut d'Agronomie, U.M. M. T. O. 85 p.
- López-Vicente, M., Cerdà, A., Kramer, H., & Keesstra, S. (2021).** Post-fire practices benefits on vegetation recovery and soil conservation in a Mediterranean area. *Land Use Policy*, 111, 105776. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105776>
- Lyon, L. J. (1978).** Effects of fire on fauna: a state-of-knowledge review.
- Masyagina, O. V. (2021).** Carbon dioxide emissions and vegetation recovery in fire-affected forest ecosystems of Siberia: recent local estimations. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 23, 100283. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100283>
- Meddour-Sahar O., Bouisset C., (2013) :** Les grands incendies de forêt en Algérie : problèmes humains et politiques publiques dans la gestion des risques. *Revue géographique des pays méditerranéens*. <https://doi.org/10.4000/mediterranee.6827>
- Meddour-Sahar, O., Meddour, R., Derridj, A. (2010) :** Les facteurs favorables aux incendies de forêt en région méditerranéenne. *Revue campus, Université Mouloud Mammeri*. Tizi- Ouzou, N°17 mars 2010, pp : 4-12.
- Meddour-Sahar O., Derridj A., 2012 :** Incendies de forêt en Algérie: analyse spatio-temporelle et cartographie des risques (1985-2012). *Science et changements planétaires / Sécheresse*, 23(2), 133-141. doi: 10.1684 / sec.2012.0342.
- Miller, C., & Ager, A. A. (2012).** A review of recent advances in risk analysis for wildfire management. *International journal of wildland fire*, 22(1), 1-14. <https://doi.org/10.1071/WF11114>
- Ne'eman, G., Ne'eman, R., Keith, D. A., & Whelan, R. J. (2009).** Does post-fire plant regeneration mode affect the germination response to fire-related cues?. *Oecologia*, 159, 483-492. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1237-1>
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. (1999).** Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest ecology and management*, 122(1-2), 51-71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8)
- Niccoli, F., Pacheco-Solana, A., Delzon, S., Kabala, J. P., Asgharinia, S., Castaldi, S., ... & Battipaglia, G. (2023).** Effects of wildfire on growth, transpiration and hydraulic

Références bibliographiques

properties of *Pinus pinaster* Aiton forest. *Dendrochronologia*, 79, 126086. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2023.126086>

Nolan, R. H., Collins, L., Leigh, A., Ooi, M. K., Curran, T. J., Fairman, T. A., ... & Bradstock, R. (2021). Limits to post-fire vegetation recovery under climate change. *Plant, cell & environment*, 44(11), 3471-3489. <https://doi.org/10.1111/pce.14176>

Oliveras, I., Gracia, M., Moré, G., & Retana, J. (2009). Factors influencing the pattern of fire severities in a large wildfire under extreme meteorological conditions in the Mediterranean basin. *International Journal of Wildland Fire*, 18(7), 755-764. <https://doi.org/10.1071/WF08070>

O.N.M., 2022 : Office National de Météorologie. Station régionale Aéroport National Ferhat Abbas de Jijel.

Parker, J. L., Fernandez, I. J., Rustad, L. E., & Norton, S. A. (2001). Effects of nitrogen enrichment, wildfire, and harvesting on forest-soil carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 65(4), 1248-1255. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6541248x>

Pellegrini, A. F., Harden, J., Georgiou, K., Hemes, K. S., Malhotra, A., Nolan, C. J., & Jackson, R. B. (2022). Fire effects on the persistence of soil organic matter and long-term carbon storage. *Nature Geoscience*, 15(1), 5-13. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00867-1>

Pereira, P., Bogunovic, I., Zhao, W., & Barcelo, D. (2021). Short-term effect of wildfires and prescribed fires on ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 22, 100266. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100266>

Pereira, P., Úbeda, X., Martin, D., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., & Burguet, M. (2014). Wildfire effects on extractable elements in ash from a *Pinus pinaster* forest in Portugal. *Hydrological Processes*, 28(11), 3681-3690. <https://doi.org/10.1002/hyp.9907>

Prendergast-Miller, M. T., De Menezes, A. B., Macdonald, L. M., Toscas, P., Bissett, A., Baker, G., ... & Thrall, P. H. (2017). Wildfire impact: Natural experiment reveals differential short-term changes in soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 109, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.01.027>

Pérez-Cabello, F., Echeverría, M. T., Ibarra, P., & de la Riva, J. (2009). Effects of fire on vegetation, soil and hydrogeomorphological behavior in Mediterranean ecosystems. *Earth observation of wildland fires in Mediterranean ecosystems*, 111-128. https://doi.org/10.1007/978-3-642-01754-4_9

Peris-Llopis, M., Vastaranta, M., Saarinen, N., González-Olabarria, J. R., García-Gonzalo, J., & Mola-Yudego, B. (2024). Post-fire vegetation dynamics and location as main drivers of fire recurrence in Mediterranean forests. *Forest Ecology and Management*, 568, 122126. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122126>

Pérula, V. G., Navarro Cerrillo, R. M., REBOLLO, P. F., & Murillo, G. V. (2003). Postfire regeneration in *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Aiton in Andalucía (Spain). *Environmental Management*, 31, 0086-0099. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2786-4>

- Prieto-Fernandez, A., Villar, M.C., Carballas, M. & Carballas T. (1993).** Shortterm effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25(12), 1657–1664. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90167-A](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90167-A)
- Pritchett, W.L. & Fisher R.F. (1987).** Properties and management of forest soils. New York: John Wiley & Sons.
- Pyne, S. J. (1997).** World fire: The culture of fire on earth. University of Washington Press.
- Pyne, S. J. (2017).** Fire in America: a cultural history of wildland and rural fire. University of Washington Press.
- Raison, R.J. (1979).** Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant Soil*, 51(1), 73–108. <https://doi.org/10.1007/BF02205929>
- Raison, R.J. (1980).** A review of the role of fire in nutrient cycling in Australian native forests, and of methodology for studying the fire nutrient interaction. *Aust. J. Ecol.*, 5(1), 15–21. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1980.tb01227.x>
- Rashid, G.H. (1987).** Effects of fire on soil carbone and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. *Plant Soil*, 103, 89–93. <https://doi.org/10.1007/BF02370672>
- Rey-Salgueiro, L., Martínez-Carballo, E., Merino, A., Vega, J. A., Fonturbel, M. T., & Simal-Gandara, J. (2018).** Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil organic horizons depending on the soil burn severity and type of ecosystem. *Land Degradation & Development*, 29(7), 2112–2123. <https://doi.org/10.1002/ldr.2806>
- Ribeiro, S. L., Gonçalves, A., Cascarejo, I., Liberato, M. L. R., & Fonseca, T. F. (2022).** Development of a catalogue of damage in Portuguese forest associated with extreme extratropical cyclones. *Science of the Total Environment*, 814, 151948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151948>
- Roshan, S. A., Heydari, M., Wait, A., Uddin, S. M., Lucas-Borja, M. E., & Keeley, J. E. (2022).** Divergent successional trajectories of soil seed bank and post-fire vegetation in a semiarid oak forest: Implications for post-fire ecological restoration. *Ecological Engineering*, 182, 106736. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106736>
- Rouibah, M., Fennineche, H., & Herikeche, M. (2018).** Contribution à l'étude de quelques facteurs causant le dépérissement du chêne-liège (*Quercus suber* L.) dans le littoral ouest de Jijel (Algérie). *Agriculture and Forestry Journal*, 2(2), 92–100.
- Roula, S.E. (2021).** Etude de la régénération post-incendie du chêne-liège (*Quercus suber* L.) par rejets de souche dans la région de Jijel, Thèse de doctorat, Univ. Tlemcen, 183p.
- Rundel, P.W. & Parsons D.J. (1980).** Nutrient changes in two chaparral shrubs along a fire induced age gradient. *Am. J. Bot.*, 67(1), 51–58. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1980.tb07623.x>

- Ruano, I., Del Peso, C., & Bravo, F. (2015).** Post-dispersal predation of *Pinus pinaster* Aiton seeds: key factors and effects on belowground seed bank. *European Journal of Forest Research*, 134, 309-318. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0853-z>
- San-Miguel-Ayanz, J., Moreno, J. M., & Camia, A. (2013).** Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 294, 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.050>
- Sanroque, P., Mansanet, J.M. & Rubio J.L. (1985).** Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). *Revue d, Ecologie et de Biologie des Sol*, 22(2), 131–147.
- Scott, A. C. (2000).** The Pre-Quaternary history of fire. *Palaeogeography, palaeoclimatology, palaeoecology*, 164(1-4), 281-329. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(00\)00192-9](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(00)00192-9)
- Seedre, M., Taylor, A. R., Brassard, B. W., Chen, H. Y., & Jögist, K. (2014).** Recovery of ecosystem carbon stocks in young boreal forests: a comparison of harvesting and wildfire disturbance. *Ecosystems*, 17, 851-863. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9763-7>
- Shakesby, R. A. (2011).** Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4), 71-100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Shakesby, R. A., Coelho, C. D. A., Ferreira, A. D., Terry, J. P., & Walsh, R. P. (1993).** Wildfire impacts on soil-erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 3(2), 95-110. <https://doi.org/10.1071/WF9930095>
- Simard, D. G., Fyles, J. W., Paré, D., & Nguyen, T. (2001).** Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Soil Science*, 81(2), 229-237. <https://doi.org/10.4141/S00-028>
- Slimani, S. (2002).** Evolution de la végétation et de quelques éléments biogènes de la couche superficielle du sol de la subéraie littorale de Bouhatem (Bejaia), après feu. Mémoire de Magister, Université A, Mira de Bejaia, Algérie.
- Smithwick, E. A., Turner, M. G., Mack, M. C., & Chapin, F. S. (2005).** Postfire soil N cycling in northern conifer forests affected by severe, stand-replacing wildfires. *Ecosystems*, 8, 163-181. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0097-8>
- Stavi, I. (2019).** Wildfires in grasslands and shrublands: A review of impacts on vegetation, soil, hydrology, and geomorphology. *Water*, 11(5), 1042. <https://doi.org/10.3390/w11051042>
- Stoof, C. R., Wesseling, J. G., & Ritsema, C. J. (2010).** Effects of fire and ash on soil water retention. *Geoderma*, 159(3-4), 276-285. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.08.002>
- Syphard, A. D., & Keeley, J. E. (2015).** Location, timing and extent of wildfire vary by cause of ignition. *International Journal of Wildland Fire*, 24(1), 37-47. <https://doi.org/10.1071/WF14024>

Références bibliographiques

Trabaud, L. (1980). Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones de garriques du Bas-Languedoc. Thèse Doctorat d'Etat., Montpellier, France.

Trabaud, L. (1983). The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue. In F.J. Kruger, D.T. Mitchell & J.U.M. Jarvis (Eds.), *Mediterranean-type ecosystems* (pp. 233–243). Berlin, Heidelberg: Springer. DOI: 10.1007/978-3-642-68935-2_13.

Trabaud, L. (1990). Influence du feu sur les propriétés chimiques des couches superficielles d'un sol de garrigue. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 27(4), 383–394.

Trabaud, L. (1994). Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. In *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems* (pp. 1-15). New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8395-6_1

Turner, M. G., & Romme, W. H. (1994). Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape ecology*, 9, 59-77. <https://doi.org/10.1007/BF00135079>

Úbeda, X., Outeiro, L.R. & Sala M. (2006). Vegetation regrowth after a differential intensity forest fire in a Mediterranean environment, northeast Spain. *Land Degrad. Dev.*, 17(4), 429–440. <https://doi.org/10.1002/ldr.748>

Ueckert, D.N., Whigham, T.L. & Spears B.M. (1978). Effect of burning on infiltration, sediment, and other soil properties in a mesquite-tobosagrass community. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 31(6), 420–425.

Vázquez, F. J., Acea, M. J., & Carballas, T. (1993). Soil microbial populations after wildfire. *FEMS Microbiology Ecology*, 13(2), 93-103. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1993.tb00055.x>

Vega, J., Jimenez, E., Vega, D., Ortiz, L., & Pérez, J. R. (2011). *Pinus pinaster* Ait. tree mortality following wildfire in Spain. *Forest Ecology and Management*, 261(12), 2232-2242. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.019>

Vega, J.A., Bara, S., Alonso, M., Fonturbel, T. & Garcia P. (1987). Preliminary results of a study on short term effects of prescribed fire in pine stands in NW Spain. *Ecol. Mediterr.*, 13(4), 177–188.

Verma, S., & Jayakumar, S. (2012). Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 2(3), 168.

Viana-Soto, A., Aguado, I., & Martínez, S. (2017). Assessment of post-fire vegetation recovery using fire severity and geographical data in the Mediterranean region (Spain). *Environments*, 4(4), 90. <https://doi.org/10.3390/environments4040090>

Vidrich, V., Bossetto, M. & Renzoni M. (1977). Effetti dell'incendio su alcune caratteristiche chimiche di un suolo boschivo. *Italia Forestale Montana*, 32, 93–104.

- Viro, P.J. (1974).** Effects of forest fire on soil. In T.T. Kozlowski & E. Ahlgren (Eds.), *Fire and ecosystems* (pp. 7–45). New York: Academic Press.
- Wang, G. G., & Kembell, K. J. (2005).** Effects of fire severity on early development of understory vegetation. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(2), 254-262. <https://doi.org/10.1139/x04-177>
- Wang, Y., Xu, Z., & Zhou, Q. (2014).** Impact of fire on soil gross nitrogen transformations in forest ecosystems. *Journal of Soils and Sediments*, 14, 1030-1040. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0879-3>
- Wan, S., Hui, D. & Luo Y. (2001).** Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecol. Appl.*, 11(5), 1349–1365. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1349:FEONPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1349:FEONPA]2.0.CO;2)
- Woodmansee, R.G. & Wallach L.S. (1981).** Effects of fire regimes on biogeochemical cycles. In F.E. Clark & T. Ross-Wall (Eds.), *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystems, strategies and management impacts* (pp. 649–669). Stockholm: Swedish Natural Science Research Council.
- Yıldız, C., Çömert, R., Tanyaş, H., Yılmaz, A., Akbaş, A., Akay, S. S., ... & Görüm, T. (2023).** The effect of post-wildfire management practices on vegetation recovery: Insights from the Sapadere fire, Antalya, Türkiye. *Frontiers in Earth Science*, 11, 1174155. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1174155>
- Zaitsev, A. S., Gongalsky, K. B., Malmström, A., Persson, T., & Bengtsson, J. (2016).** Why are forest fires generally neglected in soil fauna research? A mini-review. *Applied Soil Ecology*, 98, 261-271. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.012>
- Zhao, H., Tong, D. Q., Lin, Q., Lu, X., & Wang, G. (2012).** Effect of fires on soil organic carbon pool and mineralization in a Northeastern China wetland. *Geoderma*, 189, 532-539. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.013>
- Zhou, X., Sun, H., Pumpanen, J., Sietiö, O. M., Heinonsalo, J., Köster, K., & Berninger, F. (2019).** The impact of wildfire on microbial C: N: P stoichiometry and the fungal-to-bacterial ratio in permafrost soil. *Biogeochemistry*, 142, 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0510-6>

Annexes

Annexes

Données climatiques de la station de Jijel Achouat pour la période 2000-2024 (ONM, 2025).

Tableau I : Valeurs moyennes mensuelles des températures maximales (M °C).

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	Moyenne annuelle
2000	14,60	17,20	18,80	21,40	24,00	26,50	31,20	33,10	29,00	24,60	21,30	19,20	23,41
2001	18,10	16,80	23,00	20,30	22,70	29,30	30,60	31,60	28,00	28,90	19,70	16,50	23,79
2002	16,10	17,20	19,40	20,60	23,90	28,10	29,10	29,70	27,60	25,60	21,30	18,40	23,08
2003	15,70	15,40	18,60	20,30	22,50	31,00	33,10	33,80	28,80	26,00	21,50	16,90	23,63
2004	16,80	18,00	18,10	19,90	22,10	26,70	29,90	32,40	30,10	28,40	18,80	17,10	23,19
2005	14,10	13,50	17,40	20,10	24,60	28,20	30,80	30,50	28,40	25,70	21,90	16,20	22,62
2006	15,00	15,70	19,50	22,70	25,30	29,00	31,40	30,10	28,80	27,80	23,10	17,90	23,86
2007	18,50	18,10	18,00	20,70	25,10	27,60	30,00	32,20	28,50	24,10	19,60	16,40	23,23
2008	17,20	17,90	17,90	22,00	23,30	26,90	31,20	31,10	29,10	25,30	19,60	16,30	23,15
2009	15,70	15,80	17,90	19,30	25,30	28,60	32,70	31,80	27,60	24,60	22,00	19,40	23,39
2010	16,90	18,60	19,20	20,80	22,60	26,30	30,20	30,70	28,50	25,70	20,10	18,40	23,17
2011	16,70	16,20	19,10	22,20	24,10	26,90	32,00	32,00	29,40	25,30	22,00	17,80	23,64
2012	16,40	13,10	18,50	21,20	24,30	30,30	31,70	33,40	28,50	26,30	22,40	18,10	23,68
2013	16,60	15,60	20,30	21,10	22,50	26,00	30,30	30,10	28,00	28,00	19,50	17,60	22,97
2014	18,20	18,80	17,40	22,40	23,80	28,00	30,00	31,70	31,50	27,40	23,40	17,10	24,14
2015	16,70	15,20	18,70	21,40	25,50	28,20	32,50	32,20	28,90	25,60	21,00	19,50	23,78
2016	18,90	19,10	18,30	21,20	23,40	27,50	30,70	30,00	28,70	28,10	22,50	18,50	23,91
2017	14,80	17,90	19,80	20,40	24,90	29,50	31,90	32,60	28,30	24,40	19,80	16,00	23,36
2018	17,20	14,80	18,20	20,40	20,90	26,10	30,50	30,40	29,60	24,50	20,70	17,80	22,59
2019	14,30	15,80	18,30	19,20	22,00	28,10	30,80	31,80	28,70	26,10	19,50	19,00	22,80
2020	16,80	18,40	18,60	21,00	25,30	27,30	30,10	31,30	27,30	23,40	20,90	17,50	23,16
2021	17,20	19,90	18,10	20,50	24,10	28,50	31,60	33,20	30,60	24,50	18,70	17,50	23,70
2022	15,30	17,00	18,70	20,20	25,10	29,50	31,40	32,30	31,20	27,30	22,70	21,60	24,36
2023	15,90	16,50	20,00	21,90	22,40	28,30	35,00	31,10	30,70	28,50	22,40	20,20	24,41
2024	18,50	18,50	20,10	20,00	24,20	28,30	30,70	32,10	28,80	26,80	22,90	17,20	24,01

Annexes

Moyenne	16,49	16,84	18,88	20,85	23,76	28,03	31,18	31,65	28,98	26,12	21,09	17,92
---------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

Tableau II : Valeurs moyennes mensuelles des températures minimales (m °C).

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEP	OCT	NOV	DEC	Moyenne annuelle
2000	4,90	6,30	7,90	9,10	14,50	16,40	19,60	19,50	17,50	14,20	9,80	7,50	12,27
2001	7,10	5,70	19,30	8,80	12,10	15,50	18,30	19,50	17,40	16,10	9,90	5,50	12,93
2002	5,70	5,80	7,50	8,50	10,90	14,80	19,30	19,90	17,50	13,20	11,40	8,90	11,95
2003	7,30	6,10	7,80	10,30	13,20	18,20	21,30	21,70	18,90	16,00	11,30	7,10	13,27
2004	6,40	6,30	8,30	9,00	11,80	15,40	18,70	20,40	18,00	15,60	9,60	8,40	12,33
2005	4,60	5,00	8,50	11,00	13,90	18,00	20,70	20,20	18,60	15,70	12,20	7,90	13,03
2006	6,90	6,60	8,40	12,40	16,10	17,60	20,20	20,40	18,10	16,40	12,80	9,20	13,76
2007	7,20	8,90	8,80	12,60	14,20	17,80	19,80	21,20	18,60	16,30	10,50	8,40	13,69
2008	7,20	8,20	8,20	10,80	14,50	17,30	20,60	20,50	19,80	15,60	10,40	7,50	13,38
2009	8,00	7,10	8,10	10,90	15,70	17,50	21,60	21,60	19,00	15,70	10,90	9,40	13,79
2010	7,70	8,50	9,10	11,60	12,70	16,20	19,90	20,00	18,00	14,80	11,20	7,60	13,11
2011	7,30	7,30	9,30	11,90	14,50	17,60	21,00	20,30	18,90	15,70	12,60	8,40	13,73
2012	6,40	4,10	8,90	11,20	13,50	18,90	21,50	22,20	18,60	16,20	12,50	8,10	13,51
2013	7,10	5,90	9,70	11,60	13,10	15,40	20,10	20,50	20,00	18,20	11,60	7,90	13,43
2014	8,60	8,20	9,30	11,40	13,60	18,10	19,90	21,30	21,30	17,30	13,90	9,30	14,35
2015	7,00	7,50	9,00	11,20	14,70	18,00	21,10	22,30	20,40	16,70	11,80	7,80	13,96
2016	8,40	8,10	9,00	11,80	14,10	17,50	20,30	20,10	19,20	17,80	12,90	10,30	14,13
2017	6,80	9,00	9,20	11,40	15,20	19,60	21,20	23,00	18,10	14,70	10,50	8,10	13,90
2018	7,10	6,50	10,00	11,80	14,10	17,40	21,30	21,20	20,90	16,20	11,50	8,70	13,89
2019	7,40	6,70	8,40	10,70	12,40	17,40	21,30	22,50	20,10	16,10	10,90	9,00	13,58
2020	6,30	7,00	9,60	11,80	14,70	16,70	20,00	21,10	18,40	13,00	12,00	8,10	13,23
2021	7,10	8,90	8,70	11,00	14,60	18,90	21,20	21,80	20,90	15,00	11,10	7,20	13,87
2022	5,70	6,30	10,10	11,10	14,80	19,30	21,40	21,20	21,20	16,10	12,40	9,50	14,09
2023	5,50	6,50	8,40	10,20	14,30	18,90	24,20	20,30	20,10	16,80	11,90	10,70	13,98

Annexes

2024	8,30	9,30	10,00	11,40	14,80	18,80	20,90	21,60	19,90	17,40	13,80	7,90	14,51
Moyenne	6,88	7,03	9,26	10,94	13,92	17,49	20,62	20,97	19,18	15,87	11,58	8,34	

Tableau III : Valeurs mensuelles des précipitations (mm).

	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUL	AUT	SEP	OCT	NOV	DEC	Total annuel
2000	126,25	41,40	18,04	34,55	37,83	13,47	1,53	2,54	9,40	75,94	127,76	80,53	569,24
2001	212,34	123,19	14,49	32,01	28,44	4,06	0,00	3,56	38,87	1,52	96,27	145,27	700,02
2002	81,79	41,15	38,86	50,03	15,50	4,06	16,26	56,12	91,95	53,09	184,14	417,08	1050,03
2003	309,64	140,18	29,72	131,33	72,92	0,76	7,11	0,00	133,35	76,19	55,39	177,55	1134,14
2004	155,94	71,88	85,33	97,80	79,52	56,38	1,02	4,32	78,74	32,01	276,59	159,77	1099,30
2005	259,86	213,62	98,05	121,16	3,05	0,00	1,02	18,80	37,85	40,13	134,50	193,56	1121,60
2006	162,29	171,95	54,10	24,14	32,50	3,06	0,00	34,80	44,97	38,34	39,11	205,49	810,75
2007	9,40	76,99	251,72	64,01	15,24	26,93	3,05	5,08	71,38	129,29	291,57	191,77	1136,43
2008	44,96	19,82	148,09	38,36	152,89	4,06	0,00	1,02	59,43	51,31	109,74	144,52	774,20
2009	185,65	101,59	73,66	162,31	14,73	0,25	0,76	10,92	159,52	84,58	159,53	163,56	1117,06
2010	108,46	58,94	149,86	58,43	81,78	49,02	2,29	1,02	52,32	212,60	191,52	113,31	1079,55
2011	136,67	143,01	98,29	67,06	40,39	28,71	8,13	5,08	16,00	189,73	201,17	141,23	1075,47
2012	64,26	372,12	97,03	191,01	0,25	0,00	0,25	3,05	179,83	96,77	84,58	110,24	1199,39
2013	202,17	222,26	86,36	41,15	143,51	0,51	1,53	28,96	100,60	27,94	358,41	138,92	1352,32
2014	127,26	71,87	165,11	12,95	7,61	13,46	0,25	4,06	25,15	51,29	183,13	282,19	944,33
2015	160,02	286,75	118,88	2,03	18,54	7,12	0,00	4,57	67,57	154,19	145,28	0,00	964,95
2016	115,31	108,46	223,28	62,74	50,80	17,27	0,00	1,02	45,96	32,52	180,86	93,98	932,20
2017	274,57	47,75	1,52	54,63	1,78	36,32	3,05	0,00	34,79	58,17	184,42	251,20	948,20
2018	55,12	191,76	200,40	43,44	115,07	14,73	1,01	34,04	17,27	335,03	95,49	31,48	1134,84
2019	237,99	79,25	114,81	69,34	80,25	1,53	0,00	1,27	73,91	142,75	224,80	49,53	1075,43
2020	41,16	0,51	119,14	74,66	1,00	19,05	7,11	1,26	179,30	71,11	110,50	383,78	1008,58
2021	108,44	12,44	60,95	63,50	21,84	9,15	0,00	0,00	13,72	88,65	268,99	68,58	716,26
2022	52,33	18,28	92,19	47,51	112,51	1,53	0,51	2,03	40,12	77,98	140,98	21,08	607,05
2023	228,36	27,95	76,97	18,03	177,29	84,56	0,00	7,11	5,58	1,01	76,71	131,84	835,41
2024	102,61	87,62	93,45	24,37	40,11	1,02	3,55	1,27	38,10	75,69	94,21	135,11	697,11
Moyenne	142,51	109,23	100,41	63,46	53,81	15,88	2,34	9,28	64,63	87,91	160,63	153,26	963,35

Résumé

Évolution après incendie des principaux éléments biogènes de la couche superficielle du sol d'une forêt à *Pinus pinaster* de la région de Jijel (Algérie).

Les feux de forêt font partie de la dynamique naturelle des écosystèmes. En méditerranée, les paysages sont façonnés par cette perturbation qu'ils subissaient depuis longtemps. L'essentiel des travaux relatifs à l'effet du feu sur les sols des communautés végétales du bassin méditerranéen a été réalisé en Europe, en Algérie, les rares travaux sur ce sujet sont tous relatifs à la subéraie. Le feu exerce un impact sur les propriétés physiques et chimiques du sol, influençant ainsi le fonctionnement des écosystèmes forestiers. Parmi les propriétés chimiques, la matière organique et les éléments nutritifs, subissent les modifications les plus importantes. Dans le cadre de ce travail sur l'effet du feu sur les sols d'une forêt de pin maritime, à Jijel dans le nord-est Algérien, les échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 0 à 5 cm à l'aide d'un cylindre en acier à différentes dates sur une période de 24 mois, en mode diachronique. Le suivi pendant deux années de l'évolution des principaux éléments biogènes, nous permet de conclure que globalement les sols sont enrichis au cours des premiers mois suivant l'incendie, cette fertilité éphémère diminue au cours du temps avec la cicatrisation du milieu, ce qui pourrait être interprétée comme un retour à l'état d'avant le feu.

Mots clés : Incendies, Eléments biogènes, Forêt à Pin maritime, Jijel, Algérie.

Abstract

Post-fire evolution of the main biogenic elements in the topsoil layer of a *Pinus pinaster* forest in the Jijel region (Algeria).

Forest fires are part of the natural dynamics of ecosystems. In the Mediterranean region, landscapes have long been shaped by this recurring disturbance. Most studies on the effects of fire on the soils of plant communities in the Mediterranean Basin have been conducted in Europe; in Algeria, the few existing studies focus exclusively on cork oak forests. Fire impacts the physical and chemical properties of soil, thereby influencing the functioning of forest ecosystems. Among the chemical properties, organic matter and nutrients undergo the most significant changes. This study investigates the effect of fire on the soils of a maritime pine forest in Jijel, northeastern Algeria. Soil samples were collected from a depth of 0 to 5 cm using a steel cylinder at different times over a 24-month period, following a diachronic approach. The two-year monitoring of the evolution of the main biogenic elements allows us to conclude that, overall, the soils are enriched during the first months following the fire. This temporary fertility gradually declines over time as the environment recovers, which may be interpreted as a return to the pre-fire state.

Keywords: Wildfires, Biogenic elements, Maritime pine forest, Jijel, Algeria

المخلص

تطور العناصر البيوجينية الرئيسية في الطبقة السطحية لتربة غابة من الصنوبر البحري *Pinus pinaster* بعد الحريق في منطقة جيجل (الجزائر).

تُعد حرائق الغابات جزءاً من الديناميكية الطبيعية للنظم البيئية. وفي منطقة البحر الأبيض المتوسط، تشكلت المناظر الطبيعية نتيجة لهذا الاضطراب الذي طالما تعرضت له منذ زمن بعيد. أغلب الدراسات المتعلقة بتأثير الحرائق على تربة التجمعات النباتية في حوض البحر الأبيض المتوسط أنجزت في أوروبا، أما في الجزائر، فالقليل من الدراسات تناول هذا الموضوع، وكلها تقريباً تتعلق بغابات البلوط الفليني. تؤثر الحرائق على الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة، مما ينعكس بدوره على وظائف النظم البيئية الغابية. ومن بين الخصائص الكيميائية، تُعد المادة العضوية والعناصر الغذائية الأكثر عرضة للتغير. في إطار هذه الدراسة حول تأثير الحرائق على تربة غابة من الصنوبر البحري (*Pinus pinaster*) في منطقة جيجل (شمال شرق الجزائر)، تم أخذ عينات التربة من عمق يتراوح بين 0 و5 سم باستخدام أسطوانة فولاذية، وذلك في تواريخ مختلفة على مدى 24 شهراً، وفقاً لنظام تتبّع زمني (دياكروني). يتيح لنا تتبّع تطور العناصر البيوجينية الرئيسية خلال عامين أن نستنتج أن التربة تشهد، بشكل عام، إثراءً خلال الأشهر الأولى التي تلي الحريق. إلا أن هذه الخصوبة المؤقتة تتناقص مع مرور الوقت ومع تعافي الوسط البيئي، ما يمكن تفسيره بعودة التربة إلى حالتها السابقة قبل الحريق.

الكلمات المفتاحية: حرائق الغابات، العناصر البيوجينية، غابة الصنوبر البحري، جيجل، الجزائر