

The Effect of Cattle Manure and Olive Mill Biochar on Leaching of Nitrogen and Phosphorus: Column Study

Dr. Ghiath Alloush*
Dr. Osama Hatta**
Fatema Hamad***

(Received 17 / 10 / 2024. Accepted 5 / 2 / 2025)

□ ABSTRACT □

An experiment was conducted in columns (diameter 25 cm, height 40 cm) in a greenhouse in 2023, filled with clay loamy soil. The study included the following treatments: Control 1, filled with soil and no amendments or basic mineral N, P, K fertilization; Control 2 received mineral fertilization only; treatments received mineral fertilization in addition to amendments either cattle manure (OM), or biochar (B), or both (OM+B). Amendments were added at a rate of 4% of each. The experiment was carried out for 70 days during which columns received weekly irrigation with distilled water using drips. Leachates were collected from column 24 hours after irrigation. Leachate volume, nutrient concentrations were measured and total nutrients leached were calculated,

Nitrate is the main form of mineral nitrogen in leachate in the treatment Control 2 which constituting 73% of the total. The addition of cattle manure and biochar reduced leaching of NO_3 by 95.5 and 92%, respectively, and this rate increase to 99.5% when both cattle manure and biochar were added together. Both amendments separately or jointly reduced the cumulative NH_4^+ leached from the soil by 77, 71, and 67%, respectively. Cattle manure increased leaching total dissolved phosphorus TDP by a rate of 45%, while biochar alone or in combination with cattle manure reduced TDP leaching by 58.5 and 19%, respectively.

Key words: Organic matter, Biochar, Leaching Nitrogen and Phosphorus.

Copyright



:Tishreen University journal-Syria, The authors retain the copyright under a CC BY-NC-SA 04

* Professor, Faculty of Agricultural Engineering, Tishreen University – Lattakia- Syria
ghiathalloush961@gmail.com

**Researcher -Agricultural Research, Lattakia, Syria Osama.hatta87@gmail.com

***Postgraduate Student, Faculty of Agricultural Engineering, Tishreen University- Lattakia- Syria
fatema.hamad@tishreen.edu.sy

تأثير إضافة الزيل البقري والفحم الحيوي لمخلفات معاصر الزيتون في انغسال الآزوت والفوسفور: دراسة أعمدة

د. غياث علوش*

د. أسامة حتى**

فاطمة حمد***

(تاريخ الإيداع 17 / 10 / 2024. قبل للنشر في 5 / 2 / 2025)

□ ملخص □

نفذت تجربة ضمن أعمدة (قطر 25 سم، ارتفاع 40 سم) في بيت بلاستيكي عام 2023، ملئت الأعمدة بترية طينية لومية. تضمنت الدراسة المعاملات التالية: 1 Control تربة بدون أي إضافات أو تسميد معدني أساسي (N, P, K)، 2 Control تلقى التسميد المعدني الأساسي فقط، ثم معاملات أضيف لها المحسنات بشكل منفرد للتربة: الزيل البقري (OM)، الفحم الحيوي (B)، ثم الإضافة المشتركة للزيل البقري والفحم الحيوي (OM+B). أضيفت المحسنات بمعدل 4% من كل منهما. استمرت التجربة 70 يوماً تلقت خلالها الأعمدة سقاية أسبوعية بالماء المقطر باستخدام نقاطات. جمع ماء الصرف بعد 24 ساعة من كل رية وتم تتبع كمية ماء الصرف وقياس تراكيز العناصر الغذائية المنغسلة مع الزمن وحساب كميتها التراكمية. النترات هي الشكل الأساسي للأزوت المعدني في ماء الصرف في معاملة الشاهد 2 Control حيث شكلت 73% من الكلي المنغسل. خفضت إضافة زيل الأبقار والفحم الحيوي من انغسال النترات بمعدل 95.5 و 92% على التوالي، وترتفع هذه النسبة إلى 99.5% بالإضافة المشتركة لهما. خفضت إضافة الزيل البقري أو الفحم الحيوي أو كليهما معاً الكمية التراكمية للأمونيوم المنغسلة من التربة بمعدل 77 و 71 و 67%، على التوالي. زاد الزيل البقري انغسال الفوسفور الكلي الذائب TDP بمعدل 45%، بينما خفضت إضافة الفحم الحيوي منفرداً أو مع المادة العضوية انغسال TDP بمعدل 58.5 و 19% على التوالي.

الكلمات المفتاحية: المادة العضوية، الفحم الحيوي، انغسال الآزوت والفوسفور.

حقوق النشر : مجلة جامعة تشرين - سورية، يحتفظ المؤلفون بحقوق النشر بموجب الترخيص



CC BY-NC-SA 04

*أستاذ ، كلية الهندسة الزراعية، جامعة تشرين، اللاذقية، سوريا ghiathalloush961@gmail.com

** باحث -الهيئة العامة للبحوث العلمية الزراعية، مركز بحوث اللاذقية، سوريا osama.hatta87@gmail.com

***طالبة ماجستير ، كلية الهندسة الزراعية، جامعة تشرين، اللاذقية، سوريا fatema.hamad@tishreen.edu.sy

مقدمة:

يلجأ المزارعون إلى الاستخدام المكثف للأسمدة الكيميائية للحصول على الإنتاجية العالية للمحاصيل الزراعية، حيث يتم التسميد بطريقة عشوائية لا تلتزم بمعايير ثابتة فيما يخص الكميات المضافة ودون الأخذ في الحسبان كمية المغذيات التي ستغسل من التربة مع مياه الري والأمطار لتصل إلى المياه الجوفية والمساحات المائية مسببة تلوثها، سينعكس هذا بدوره سلباً على صحة الإنسان والحيوان (Sharpley et al., 1984). ومن هنا ظهرت الحاجة إلى اتباع أساليب زراعية أخرى للحد من انغسال المغذيات والتي من أبرزها إضافة المحسنات الطبيعية مثل (المادة العضوية والفحم الحيوي) إلى التربة، فقد اعتاد المزارعون على إضافة المادة العضوية خاصة في الزراعات المحمية لدعم إنتاج محاصيلهم، وذلك بعد أن ثبتت أهميتها في تحسين خصائص التربة الفيزيائية والكيميائية، وقدرتها على الاحتفاظ بالماء والعناصر الغذائية (De Pasquale et al., 2012).

لقد أشارت دراسة لانغسال الآزوت من تربتين رملية والأخرى طينية ضمن أعمدة بارتفاع 30 سم وقطر 5 سم (Zarabi and Jalali, 2012)، أضيف فيها زرق الدواجن بمعدل 3%، وتم الري بالماء المقطر كل أربعة أيام لمدة 94 يوم، إلى فقد كبير للأزوت بشكله (NH_4^+ و NO_3^-) عند إضافة زرق الدواجن، فقد وصلت الكمية المنغسلة من النترات في التربة الرملية إلى 206.4 كغ N/هـ، وانغسل الأمونيوم بكمية بلغت 454.3 كغ/هـ في التربة الطينية. وفي دراسة أخرى لتقييم مخاطر فقدان الفوسفور من التربة الزراعية عند إضافة زرق الدواجن (Abdala et al., 2012)، تم اتباع دورة زراعية تضمنت زراعة الذرة تليها فترة تبوير لمدة 3 سنوات مع إضافة زرق الدواجن بشكل سنوي وبالكميات 0، 5، 10، 25، 50، 100 طن/هكتار، وأظهرت النتائج زيادة في تراكيز الفوسفور الكلي بمعدلات تتراوح بين 3 و 143 مرة مقارنة بالشاهد، كما سجلت تراكيز أكبر من 0.1 ملغ P/ل في محلول التربة عند عمق 60 سم مما يشير إلى انغسال واضح للفوسفور بوجود المادة العضوية.

زاد الاهتمام في السنوات الأخيرة باستخدام الفحم الحيوي (Biochar) كمحسن لكفاءة إضافة الأسمدة المعدنية والعضوية للتربة (Major et al., 2010)، ويعد الفحم منتجاً غنياً بالكربون، يتم الحصول عليه من خلال عملية التحلل الحراري (Pyrolysis)، والتي تتضمن تعريض الكتلة الحيوية للبقايا العضوية إلى درجات حرارة عالية (400-700 °م) في ظروف الغياب الكامل أو شبه الكامل للأكسجين (Deluca et al., 2015). تعتمد فاعلية الفحم الحيوي على عدة عوامل مثل: نوع التربة، المواد الأولية المستخدمة في إنتاجه، وظروف التحلل الحراري وكمية الفحم الحيوي المضافة للتربة (Debela et al., 2012)، وقد أشارت الدراسات إلى أن أثر الفحم الحيوي في انغسال العنصر المغذي يختلف حسب نوعه ونوع العنصر هذا ما أكدته (Yao et al., 2012) في تجربة أعمدة بارتفاع 16.5 سم وبقطر 4 سم على تربة رملية أضيف لها الفحم الحيوي بنوعين (المحضر من خشب الأشجار، والمحضر من قشر الفول السوداني عند درجة حرارة 600 °م) بمعدل 2% وزناً، وأضيف محلول مغذي يحتوي على 34.4 ملغ/ل نترات، و 10.0 ملغ/ل أمونيوم، و 30.8 ملغ/ل فوسفات، وتمت السقاية بالماء منزوع الأيونات بكمية تعادل السعة الحقلية وبشكل دوري لمدة 7 أيام ومن ثم جمع ماء الصرف، وأظهرت النتائج أن الفحم المحضر من خشب الأشجار ساهم بخفض الكمية المنغسلة من النترات والأمونيوم والفوسفات بنسبة 34.0% و 34.7% و 20.6% على التوالي مقارنة بالشاهد، بينما ساهم الفحم المحضر من قشرة الفول السوداني في تقليل انغسال النترات والأمونيوم بنسبة 34% و 14% على التوالي، ولكنه تسبب في زيادة انغسال الفوسفور من أعمدة التربة.

كما درس (Laird et al., 2010) انغسال العناصر الغذائية من التربة المعاملة بمستويات مختلفة من الفحم الحيوي والسماد العضوي، وبينت النتائج انخفاضاً كبيراً في إجمالي كمية العناصر (N، P، Mg، Si) المنغسلة مع زيادة معدلات الفحم الحيوي المضافة، وكان لاستخدام الفحم الحيوي بمعدل (2%) في نوعين من التربة (طينية سلتية، ورملية لومية) أثراً واضحاً في التقليل من الجريان السطحي للماء والتخفيف من انغسال النترات بمعدل (11%)، والفوسفور بمعدل (69%) (Ouyang et al., 2013).

يتميز الفحم الحيوي بمحتوى عالي من العناصر الغذائية، سطح نوعي كبير، pH عالي، وسعة ادمصاص جيدة مما يمكن الفحم الحيوي من أن يلعب دور مهم في دورة الـ P في التربة (Jin et al., 2018). وتتباين هذه الخواص في الفحم الحيوي تبعاً لنوع المادة الأولية، درجة حرارة التفحيم العليا، طريقة التفحيم، وزمن التفحيم (Manolikaki, et al., 2016). وبناءً على ذلك فقد أبدى الفحم الحيوي تأثيرات متباينة على P التربة في الدراسات المرجعية. عدد كبير من الدراسات وجدت أن الفحم قادر على زيادة محتوى التربة من P، تحسين إنتاجه، وخفض انغساله (Kim et al., 2018). هنالك نتائج متضاربة لجهة دور الفحم الحيوي وتأثيره في دورة الـ P في التربة، وهذا أمر تم تقصيه بشكل مكثف في السنوات الأخيرة. يحتوي الفوسفور على أشكال عديدة منها P-ذائب الذي من الممكن أن يتحرر إلى التربة ويؤدي إلى زيادة في الفوسفور المتاح (Zhai et al., 2015). كما يمكن للفحم الحيوي أن يعدل في الخصائص الفيزيوكيميائية للتربة مثل (الـ pH، سعة حمولة التربة من الماء، والتجمعات الحبيبية) مما يؤثر في العمليات الفيزيوكيميائية للعناصر الغذائية مثل (الذوبان، التعقيد، الامصاص والترسيب) التي تحدد إتاحة الـ P (Eduah et al., 2019). إن انخفاض ضياع الـ P يعود بشكل أساسي إلى الامصاص القوي للفوسفور على الفحم (Eduah et al., 2019; Matin et al., 2020). ربما يعود سبب زيادة انغسال P من التربة بعد إضافة الفحم الحيوي إلى تحرير كمية من P-ذائب من الفحم (Pratiwi et al., 2016; Troy et al., 2014)، وخفض مقدرة التربة على ادمصاص P (Cui et al., 2011)، وإلى زيادة pH التربة بعد إضافة الفحم (Morales et al., 2013).

تندر الدراسات التي تتناول دور الفحم الحيوي المحضر من المخلفات الصلبة لمعاصر الزيتون (تمز الزيتون) في خواص التربة الفيزيوكيميائية والخصوبية. لقد أدى إضافة الفحم الحيوي المحضر من تمز الزيتون عند درجة حرارة 400-700 °م إلى تربة طينية في سورية إلى تحسين الخواص الفيزيائية للتربة (Haider and Zaidan., 2022)، وإلى تحسين كفاءة استخدام السماد لمحصول القمح (Zidan et al., 2021). وتناولت دراسة في تونس تأثير الفحم الحيوي المحضر من تمز الزيتون عند درجة حرارة 500 °م في نمو بادرات البندورة نتيجة لزيادة نشاط الأنزيمات في التربة وزيادة الكاتيونات القاعدية المتبادلة وزيادة إتاحة البوتاسيوم والفوسفور عند نسبة إضافة 2.5 % (El-Bassi et al., 2021)، وأنه يمكن استخدامه كسماد حيوي في الزراعة.

أهمية البحث وأهدافه:

سببت الإضافات المفرطة خلال العقد الأخير من الأسمدة في الزراعات المحمية نزوح للعناصر الغذائية كالأزوت والفوسفور باتجاه الأنظمة المائية المحيطة، الأمر الذي تسبب في زيادة مخاطر الإثراء الغذائي إضافة إلى زيادة تكلفة الأسمدة على المزارعين (Laird et al., 2010; Yao et al., 2012). ولذلك كان من الضروري والأهمية تطوير تقنيات فعالة للإبقاء على العناصر الغذائية في التربة والحفاظ على الاستدامة الخصوبية للتربة. وتأتي هذه الدراسة

بغرض الإجابة عن السؤال الآتي: كيف يمكن أن تؤثر الإضافة المنفردة أو المشتركة للمحسنات الطبيعية (مادة عضوية وفحم حيوي) في انغسال العناصر الغذائية من التربة مع ماء الصرف؟

طرائق البحث ومواده:

- **التربة المستخدمة:** تم جمع التربة من الطبقة السطحية لتربة حقل تابع لمبصرة فيديو - محافظة اللاذقية، حيث تم تنخيل التربة بعد التجفيف الهوائي بمنخل قطر فتحاته 2 ملم. ويبين (الجدول 1) بعض الخواص الكيميائية الخصوبية للتربة المستخدمة:

جدول 1: بعض الخواص الفيزيائية والخصوبية للتربة المستخدمة.

العناصر المتاحة (ملغ/كغ تربة)			CEC (م.م/100 غ)	OM (%)	CaCO ₃ - كلية (%)	EC 2.5:1 (مليموس/سم)	pH 2.5:1	تحليل ميكانيكي (%)		
NH ₄	K	P						طين	سنت	رمل
37.9	43.5	4.9	31.2	2.14	2.9	0.28	7.6	36	17	47
			طينية لومية							

- **الزيل البقري (Cattle Manure):** تم الحصول على الزيل البقري المتخمر من مبصرة فيديو - اللاذقية، حيث تم تجفيفه هوائياً، وطحنه ليمر من منخل ذو فتحات 2 ملم، ويوضح الجدول (2) أهم خصائصه.

جدول 2: بعض خواص الزيل البقري المستخدم.

N-NO ₃ ⁻ (مغ/كغ)	K-متاح (مغ/كغ)	Olsen-P (مغ/كغ)	NH ₄ ⁺ مغ/كغ	OM (%)	CaCO ₃ (%)	EC 1: 2.5 (مليموس/سم)	pH 1: 2.5 تربة: ماء
122	16497	1410	235.7	53.3	25.1	9.3	8.4

- **الفحم الحيوي (Biochar):** تم تحضير الفحم الحيوي محلياً بطريقة التقحيم باستخدام تمر الزيتون كمادة أولية لإنتاجه، حيث تم تنخيل تمر الزيتون على منخل 4 ملم، ثم تعريضه إلى درجة حرارة (500 - 510) م° لمدة ساعتين ضمن جهاز التقحيم (الموجود في كلية الزراعة - جامعة تشرين). بعد ذلك جُمع الفحم الحيوي الناتج وتم طحنه وتنخيله على منخل بقطر 2 ملم، ثم غُسل بالماء المقطر عدة مرات حتى تمام التخلص من الأملاح بذلالة الناقلية الكهربائية EC، تم تجفيفه هوائياً وحفظ لحين الاستخدام، ويوضح الجدول (3) أهم خصائص الفحم الحيوي.

جدول 3: بعض خواص الفحم الحيوي المستخدم.

K (مغ/كغ)	Olsen-P (مغ/كغ)	NH ₄ (مغ/كغ)	C-عضوي (%)	AEC (م.م/100 غ)	CEC (م.م/100 غ)	EC 1: 2.5 (ميلي موم/سم)	pH 1: 2.5 فحم: ماء
2959.9	46.4	33.7	9.4	45	260	2.23	9.66

تصميم التجربة:

تم تنفيذ التجربة لدراسة حركة العناصر الغذائية في أفق التربة وانغسالها مع ماء الصرف باستخدام أعمدة بلاستيكية مصممة بأبعاد مناسبة لتمثل أفق تربة الزراعة في البيوت المحمية، حيث تبلغ مساحة العمود (0.0491) م² بقطر (25) سم، وارتفاع (40) سم، وسماكة (7 ملم)، كما يتسع العمود الواحد لـ (23.55) كغ تربة جافة هوائياً، وضعت الأعمدة على حوامل خشبية وأسفل كل عمود عبوة لاستقبال ماء الصرف الناتج عن الري.

المعاملات: تم تحضير (5) معاملات بواقع ثلاث مكررات، وهي:

Control-1: شاهد تربة بدون إضافة محسنات أو تسميد أساسي، **Control-2:** شاهد تربة مع إضافة تسميد

الأساسي، **OM:** تربة + 4 % زيل بقر (وزناً) + تسميد أساسي، **B:** تربة + 4 % فحم حيوي + تسميد أساسي،

OMB: تربة + زيل بقر وفحم حيوي بمعدل 4 % من كل منها + تسميد أساسي.

تم خلط التربة مع المحسنات من فحم وزيل بقر وزيلوليت (حسب كل معاملة) مع الأسمدة الأساسية من نترات أمونيوم (33% NH₄NO₃)، سوبر فوسفات ثلاثي (46% P₂O₅)، وسلفات البوتاسيوم (50% K₂O) وذلك بالكميات التالية (20، 25، 20) غ بالترتيب، تم ملء الأعمدة بالخلطات السابقة حسب المعاملات وكان وزن التربة التي تنتسج لها الأعمدة 23.55 كغ في معاملات الشاهد، وتمت إزاحة وزن المحسنات المضافة من وزن التربة لباقي المعاملات، ملئت الأعمدة لارتفاع 40 سم مع الرص لتحقيق كثافة ظاهرية تقارب 1.25 غ/سم³.

سير التجربة والتحليل المخبرية على ماء الصرف

تلقت الأعمدة بعد ملئها بالتربة رية أولية بكمية تعادل السعة الحقلية وتركت لمدة أسبوع لتستقر وتتوازن، ثم خضعت الأعمدة للسقاية أسبوعياً بمعدل 2.4 لتر ماء مقطر (تعادل 800 ملم هطول مطري موزعة على 10 ريات) باستخدام منقطات، وبعد 24 ساعة من الري تم قياس كمية الماء الراشح الذي تم استقباله في العبوات أسفل الأعمدة، ثم أخذ عينة من الراشح لإجراء التحاليل المخبرية التالية:

• تقدير الفوسفور الكلي (TP) بعد الهضم بحمض الكبريت وبيرسلفات الأمونيوم، ثم قياس الفوسفور بطريقة الموليبدنيوم الأزرق (Hedley et al., 1982).

• تقدير الفوسفور المنحل المتفاعل مع الموليبدات (MRP) بطريقة الموليبدنيوم الأزرق (Murphy and Riley, 1962).

• تقدير الكربون العضوي بالطريقة اللونية باستخدام ديكرومات البوتاسيوم المعدلة والقياس على جهاز الطيف الضوئي عند طول موجة 600 nm (Sims and Haby, 1971).

• تقدير الأمونيوم بطريقة الأندوفينول، تفاعل بيرثلوت حسب (الزعي وآخرون، 2013).

• تقدير النترات بطريقة حمض الكروموتروبيك (Ryan et al., 2001).

الحساب والتحليل الإحصائي:

- تم حساب الفوسفور العضوي المنحل (DPO) لحصيلة للفرق بين TDP و MRP
- خضعت نتائج التجربة لتحليل التباين ANOVA على اعتبار أن مصدر التباين هو إضافة الزيل البقري (OM)، الفحم الحيوي (B) والإضافات المشتركة للزيل البقري والفحم (OM*B)، والتسميد الأساسي (FERT) والزمن بالأيام (Time)، كما تم فصل المتوسطات وحساب أقل فرق معنوي (LSD) عند مستوى معنوية 5%، وذلك باستخدام البرنامج الإحصائي (SAS institute, 1999).

النتائج والمناقشة:

انغسال الآزوت المعدني (النترات والأمونيوم)

بدأ انغسال النترات متسارعاً في المعاملة التي تلقت التسميد الأساسي فقط (Control 2) حتى اليوم 28 وبلغت الكمية المنغسلة من النترات 6080 مغ/عمود، ومن ثم تباطأت معدلات الانغسال حتى اليوم 70 حيث بلغت الكمية الإجمالية من النترات المنغسلة 6486 مغ/عمود، أي أن 93.7% من النترات قد تم انغسالها خلال 28 يوم. والكميات المنغسلة من النترات في المعاملة Control 2 أعلى كثيراً من الكميات المنغسلة في معاملة Control 1 التي لم تتلق أي تسميد أساسي حيث بلغت الكمية التراكمية المنغسلة 675 مغ/عمود (شكل 1). لقد أدت إضافة المادة العضوية (المعاملة OM) أو الفحم الحيوي (B) إلى انخفاض معنوي في كمية النترات المنغسلة من الأعمدة حيث بلغت الكمية التراكمية 293 و 513 مغ/عمود، على التوالي، وهذا انخفاض بمعدل 95.5 و 92% بالمقارنة مع المعاملة Control 2، بالرغم من تلقي جميع هذه المعاملات للتسميد الأساسي. لقد خفضت الإضافة المشتركة للمادة العضوية والفحم الحيوي (المعاملة OMB) من انغسال النترات بمعدلات أكثر وضوحاً وبلغت الكمية التراكمية المنغسلة 32 مغ/عمود، وهو انخفاض عالي المعنوية بمعدل 99.5% (شكل 1).

كان انغسال الأمونيوم بكميات قليلة مع الزمن في معاملة التربة التي لم تتلق أي إضافة من المحسنات أو تسميد أساسي (Control 1) وبحيث بلغت الكمية الكلية المنغسلة من عمود التربة بعد 70 يوم (63.7 مغ/عمود). هذه الكمية قليلة جداً إذا ما تمت مقارنتها مع الكمية المنغسلة من المعاملة التي تلقت التسميد الأساسي لوحده (المعاملة Control 2)، حيث بدأ انغسال الأمونيوم فيها سريعاً حتى اليوم 14 (2004 مغ/عمود)، ومن ثم تباطأ لمعدلات منخفضة، وبلغت الكمية الكلية المنغسلة 2427 مغ/عمود في نهاية التجربة (اليوم 70)، وهي زيادة بمعدل 477% مقارنة بالكمية المنغسلة من معاملة (Control 1) (شكل 1).

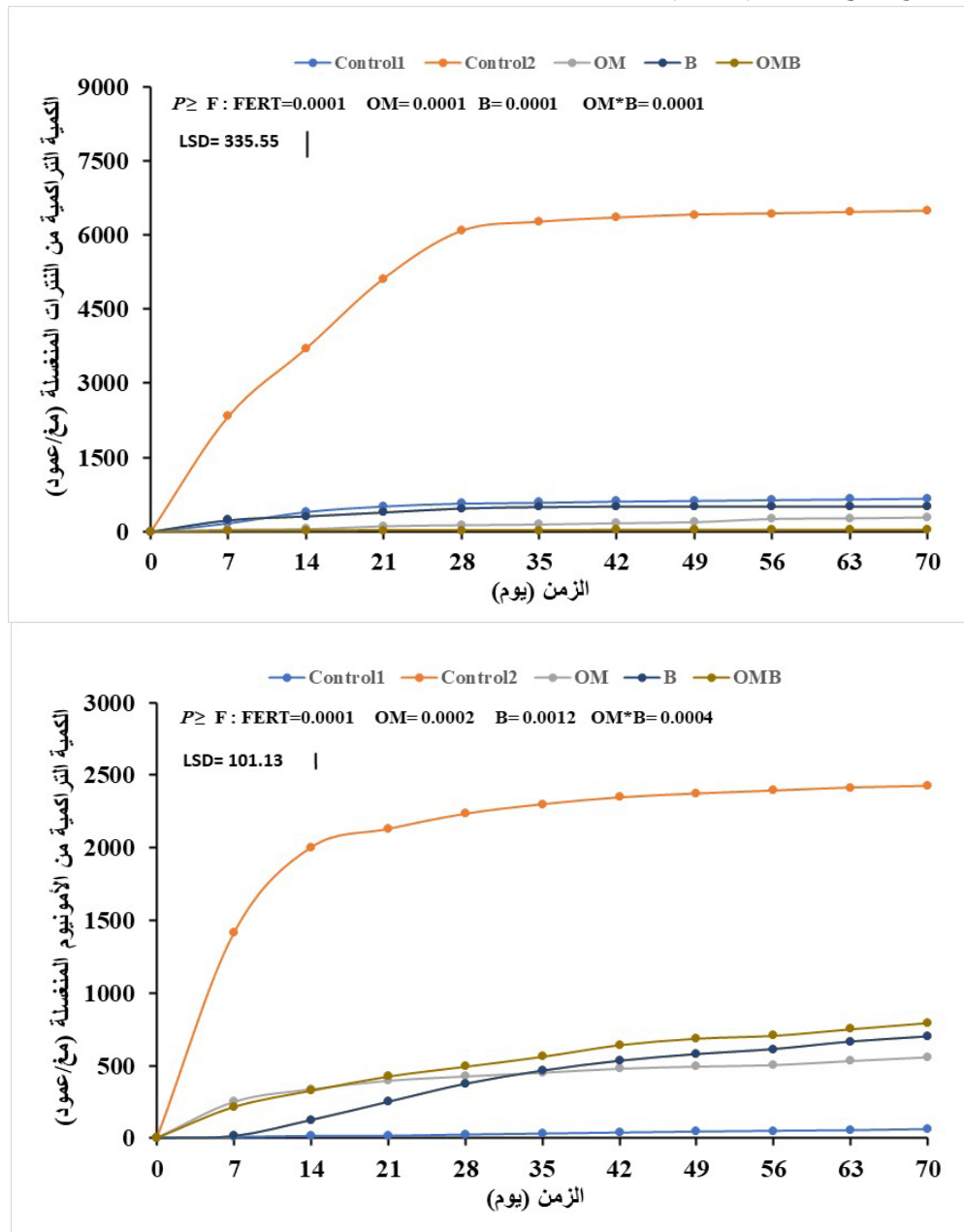
لقد خفضت إضافة المادة العضوية (المعاملة OM) أو الفحم الحيوي (المعاملة B) من معدل انغسال الأمونيوم بشكل واضح وعالي المعنوية، فهي رغم زيادة معدلات انغسالها ببطء مع الزمن إلا أن الكمية الكلية المنغسلة لم تتجاوز 558 و 701 مغ/عمود، على التوالي بعد 70 يوم، وهذا انخفاض بمعدل 77 و 71% بالمقارنة مع معاملة التسميد الأساسي لوحده (المعاملة Control 2). لم تؤد إضافة المادة والفحم الحيوي معاً (المعاملة OMB) إلى انخفاض أكبر في انغسال الأمونيوم بل بلغت 796 مغ/عمود (شكل 1).

لقد شكلت قيم الكمية الإجمالية المنغسلة من النترات في المعاملة Control 2 73% من مجموع الآزوت المعدني المنغسل لذات المعاملة والبالغة 8913 مغ/عمود، وانخفضت هذه النسبة إلى 34 و 42% في المعاملتين OM و B (الكمية الإجمالية لكلا الشكلين من الآزوت المعدني 851 و 1214 مغ/عمود) وإلى 4% عند إضافة كلا من المادة

العضوية والفحم الحيوي سوية في المعاملة OMB (الكمية الإجمالية 826 مغ/عمود). ربما يعود ذلك إلى أن هنالك صعوبة في ادمصاص النترات على السطوح الغروية في التربة (Wang, 2008)، وتوضح دراسة Liu وآخرون (2017) أن النترات قد شكلت 89.9 و 94.4 % من مجموع الآزوت المعدني الكلي المنغسل في تربتين رملية ولومية على التوالي. لقد خفض الفحم الحيوي من انغسال الـ NO_3 تحت ظروف تجربتنا علماً أنه سعة التبادل الأنيونية للفحم الحيوي ($\text{AEC} = 45 \text{ م.م/م}^3$ غ) (جدول 3)، وذلك بمعدل 92% (شكل 1)، وتتوافق هذه النتائج مع دراسة Ding وآخرون (2022) باستخدام الآزوت المعلم. وتجدر الإشارة إلى تناقض في نتائج الدراسات السابقة فيما يخص دور الفحم الحيوي في انغسال النترات وذلك بحسب المادة الأم للفحم الحيوي، درجة حرارة التفحيم، ونوع التربة (Jin et al., 2016; Yang et al., 2017). لقد بين Yao وآخرون (2012) أن اثنان من أصل 13 نوع من الفحم الحيوي لها المقدرة على خفض انغسال النترات بمعدل 34%. لقد تم الاستنتاج إلى أن تأثير الفحم الحيوي في ادمصاص النترات، وبالتالي انغساله، ليس ناتج عن CEC و AEC فقط، لكنها مرتبطة بخواص أخرى مثل حجم المسام وتوزعها، مساحة السطح النوعي والمجموعات الوظيفية (Yang et al., 2017)، وهي بمجموعها خواص يعرف عنها أنها متباينة تبعاً لنوع الفحم الحيوي (Jin et al., 2016). للفحم الحيوي خاصية الادمصاص التفضيلي للـ NH_4 وهذا ما أدى إلى انخفاض الكمية التراكمية من NH_4 المنغسلة بحوالي 80.16% عندما أضيف الفحم الحيوي بتركيز 2% والمحضر من مخلفات الذرة على درجة حرارة 400 °م، ولكن بقيت الكمية التراكمية لانغسال النترات أعلى من تلك للأمونيوم (Zhao et al., 2022)، لقد تم تفسير هذه النتيجة على أساس أن الفحم الحيوي يشجع على وفرة بكتريا النتجة في التربة مقارنة بالشاهد. وفي تجربة أعمدة امتدت لمدة 7 أيام باستخدام تربة رملية وتمت المقارنة بين الفحم الحيوي المحضر من مخلفات أشجار الفلفل البرازيلي وقشور الفول السوداني المحضران على درجة تفحيم 600 °م حيث بين فحم الفول السوداني مقدرة على خفض الكمية الكلية المنغسلة من النترات والأمونيوم بمعدل 34 و 34.7% مقارنة بالشاهد (تربة بدون فحم حيوي)، في حين كانت نسبة تخفيض انغسال شكلي الآزوت 34 و 14% عند استخدام الفحم الحيوي من مخلفات أشجار الفلفل البرازيلي (Yao et al., 2012). لقد استنتج الباحثون أن تأثير الفحم الحيوي في انغسال العناصر الغذائية ليس واحداً وهو يختلف بحسب نوع الفحم ونوع التربة، ولا بد من إجراء دراسة على سلوك الفحم الحيوي المزمع استخدامه في نوع محدد من التربة قبل البدء بمشروع إضافة الفحم الحيوي. ويؤكد Gelardi وآخرون (2021) على التباين في تأثير الفحم الحيوي باختبارهم 7 أنواع من الفحم الحيوي ودراسة كفاءتها في ادمصاصها للأمونيوم والنترات. نوع واحد فقط من الفحم المحضر من الخشب الطري عند 500 °م خفض انغسال النترات بحوالي 27-36%، بينما استطاعت كل الأنواع البقية من الفحم الحيوي خاصة المحضرة من قشور اللوز عند 500 و 800 °م من خفض انغسال الـ NH_4 بنسبة 22 وحتى 78%، وخفضت حركة الأمونيوم عبر آفاق تربة الأعمدة لتربتين سلتية لومية ورملية لومية.

لقد شجعت المادة العضوية على نشاط أحياء التربة ومعدنه الآزوت العضوي وتشكل كميات كبيرة من النترات التي انغسلت مع ماء الصرف بكميات أكبر من الأمونيوم (شكل 1) (Boyer and Alloush, 2001)، وهو أمر ليس بالمستغرب خاصة أن الأمونيوم من الكاتيونات التي تدمص بقوة على سطوح غرويات التربة خاصة إذا كانت سطوح الادمصاص ذات شحنات متغيرة (Variable Charge) في التربة (Xiong et al., 2010). ويشير Eveborn وآخرون (2014) إلى دور المادة العضوية في زيادة النشاط الحيوي في التربة بحيث شكل الآزوت النتراتي 97% من الآزوت المعدني في التربة. فالنتجة السريعة للأمونيوم (Jin et al., 2016) زادت من كميات النترات المنغسلة وكانت أكبر بثلاث مرات تقريباً مقارنة بالأمونيوم (شكل 1). ويشير Eveborn وآخرون (2014) إلى حدوث تخزين للنترات في الكتلة الحيوية التي تنشط بوجود المادة العضوية. ولقد أشار Nakamura وآخرون (2004) في دراستهم لحركة

الأزوت في أعمدة (30 سم ارتفاع x 5 سم قطر) إلى أن معدلات انغسال النترا ت تبدأ سريعة ومن ثم تتخفص لاحقاً وهو ما يتطابق مع نتائج تجربتنا (شكل 1).



الشكل 1: الكمية التراكمية من النترا ت والأمونيوم المنغسلة من العمود في ماء الصرف خلال 70 يوم.

انغسال الفوسفور

كان انغسال الـ TDP في تربة عمود الشاهد التي لم يتلق تسميداً أساسياً أو أي إضافة للمحسنات (Control 1) بطيئاً وكميات قليلة مع الزمن ولتبلغ الكمية التراكمية 9.93 مغ/عمود، وهي كمية منسجمة مع التراكيز المنخفضة من الفوسفور المتاح في التربة الأصلية والبالغة 4.9 مغ/كغ تربة (جدول 1). لقد أدى التسميد الأساسي إلى زيادة مضطردة ومعنوية في كمية الـ TDP (المعاملة Control 2) وبلغت الكمية التراكمية المنغسلة بعد 70 يوم من عمر التجربة

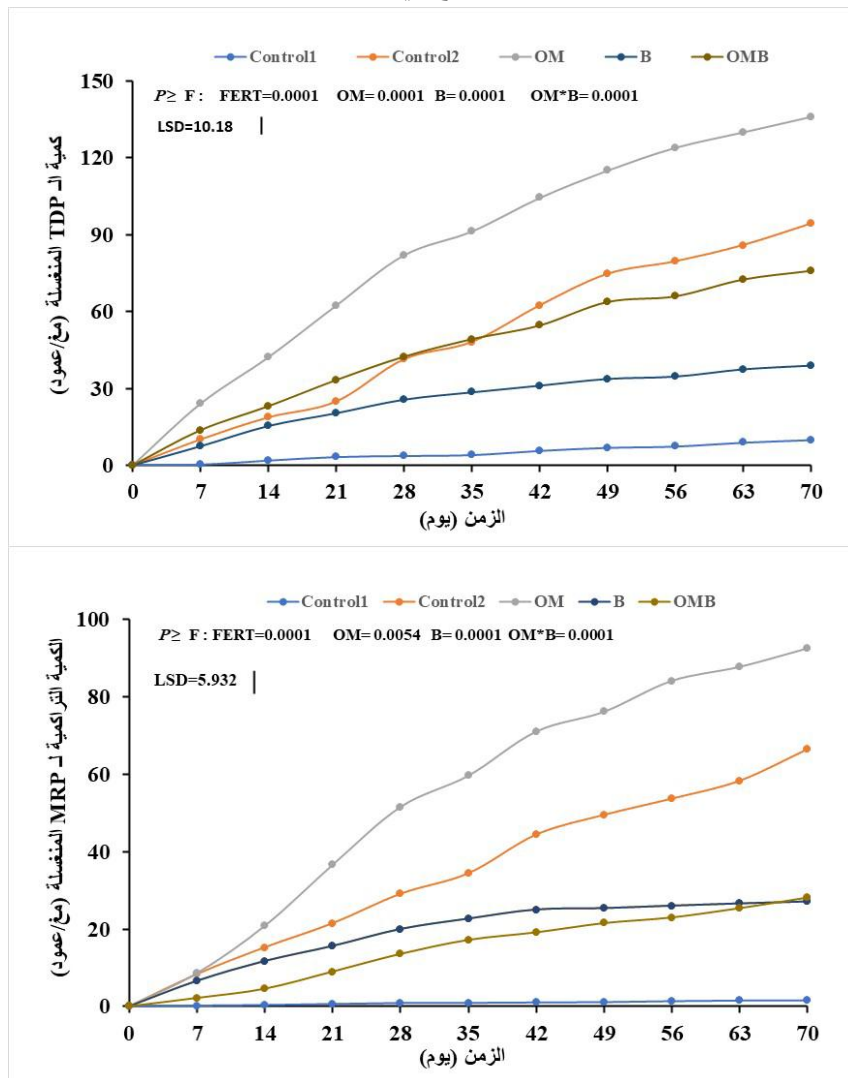
94.33 مغ/عمود، وتزداد هذه الكمية إلى 136.23 مغ/عمود مع إضافة المادة العضوية (المعاملة OM)، وهو أمر منسجم مع تلقي هذه المعاملة تسميداً أساسياً إضافة إلى محتوى المادة العضوية من الفوسفور المتاح والبالغة 1410 مغ P/كغ (جدول 2) (Alloush *et al.*, 2003; Ojekami *et al.*, 2011). ربما يكون ذلك عائد إلى زيادة إشباع السطوح التي ينتج عنها انخفاض ربط الفوسفور وزيادة انغساله، لقد أشار Kashem وآخرون (2004) إلى أن إضافة زبل الأبقار للتربة بمعدل 20 طن/هـ له تأثير مباشر وآخر غير مباشر في خواص التربة وفي قابلية التربة للاحتفاظ بالفوسفور، فإما خفض انغساله (Borling *et al.*, 2001)، أو على العكس فإنها تساعد في حركة الفوسفور مع ماء الصرف (Daly *et al.*, 2001)، وهذا ما يتوافق مع نتائج هذه الدراسة (شكل 2). فالأحماض العضوية التي تنتج عن تحلل المادة العضوية تتنافس الفوسفور على مواقع الامصاص مما يؤدي إلى انخفاض احتفاظ التربة بالفوسفور (Iyamuremye *et al.*, 1996)، نتيجة لخفض درجة إشباع التربة بالفوسفور (Sui and Thompson, 2000).

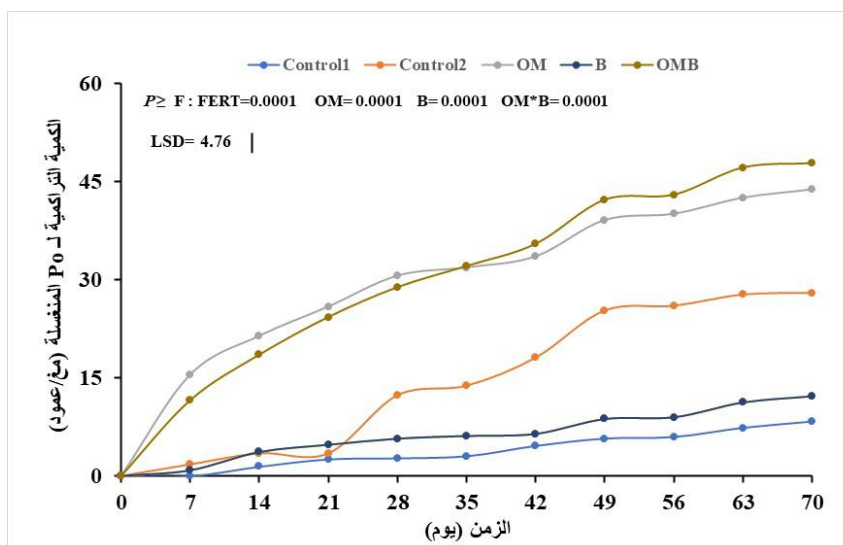
وعلى الرغم من محتوى الفحم الحيوي من الفوسفور المتاح (46.4 مغ P/كغ) (المعاملة B)، وتلقي هذه المعاملة التسميد الأساسي إلا أن الكمية التراكمية للـ TDP قد انخفضت إلى 38.96 مغ/عمود، وهو انخفاض بمعدل 59% بالمقارنة مع معاملة Control 2 التي تلقت أيضاً التسميد الأساسي (شكل 2). ويستمر الدور الإيجابي لإضافة الفحم الحيوي بوجود المادة العضوية (المعاملة OMB) حيث انخفضت الكمية التراكمية للـ TDP إلى 75.91 مغ/عمود، وهو انخفاض بمعدل 40% بالمقارنة مع معاملة المادة العضوية (OM). إن نسبة انخفاض انغسال الـ TDP في تجربتنا بتأثير الفحم الحيوي المنتج من تمر الزيتون (59%) هي أعلى بكثير من النسب التي يوضحها Huang وآخرون (2020) والبالغة 26، 12، 15.7، و 19.7 مع مستويات الإضافة 2، 4، 6، و 8% من الفحم الحيوي للتربة. لقد فسر الباحثون نتائج هذه الدراسة إلى أحد أمرين، الأول بسبب قدرة الفحم الحيوي العالية على ادمصاص وتثبيت الفوسفور المعدني والعضوي الذائبين (DPi و DPo) (Matin *et al.*, 2020)، والثاني أن إضافة الفحم تزيد من pH التربة وتزيد من تركيز الكاتيونات القاعدية التي تساعد على تثبيت الفوسفور (Morales *et al.*, 2013). فعندما يكون الفحم الحيوي المستخدم منخفض المحتوى من الـ P (أقل من 1000 مغ/كغ) فهناك دلائل على أنه يزيد من احتفاظ التربة للفوسفور مما يؤدي إلى خفض انغساله (Troy *et al.*, 2014). إن إضافة 1.5% من الفحم الحيوي لخشب الزان كانت كافية لخفض انغسال الـ P وزادت من احتفاظ التربة للفوسفور (Borchard *et al.*, 2012)، في حين تشير دراسات أخرى إلى أن الفحم قد زاد من انغسال الفوسفور بمعدل 72% (Pratiwi *et al.*, 2016).

يتوزع الفوسفور الكلي الذائب TDP بين شكلين MRP و DPO، حيث أن DPO هو حاصل طرح قيمة الـ MRP من TDP، وكلا الشكلين تزداد الكمية المنغسلة التراكمية مع تقدم زمن التجربة (شكل 2). لقد تراوحت نسبة الـ MRP بين 16.3% من الـ TDP في معاملة Control 1 وحتى 70، 68، 69% في المعاملات Control 2، OM، و B، على التوالي. وتتنخفض نسبة الشكل MRP في المعاملة OMB إلى 37% مما قد يشير إلى عدم مقدرة الفحم الحيوي على خفض انغسال الشكل العضوي، وربما يعود ذلك إلى منافسة المادة العضوية للفوسفور على مواقع الارتباط في معقدات ادمصاص التربة على اعتبار أن كل من المادة العضوية وأنيونات الفوسفور سالبة الشحنة (Hiradate and Uchida, 2004).

تبدو كميات الفوسفور العضوي في ماء الصرف (شكل 2) أقل بالمقارنة مع دراسة Ojekami وآخرون (2011) حيث بلغت 70% من الفوسفور الكلي المنغسل، وازدادت نسبته في ماء الصرف بزيادة معدل الإضافة من زبل الأبقار (0-30-60-120 طن/هـ). ويشير Toor وآخرون (2003) إلى أن الفوسفور العضوي في ماء الصرف من تربة

مراعي هو بصورة مركبات عضوية سريعاً ما تكون عرضة لنشاط الأحياء الدقيقة في البيئات المائية مسببة ظاهرة الإثراء الغذائي. إن تكرار إضافة المادة العضوية الغنية بالفسفور العضوي تؤدي إلى زيادة الكمية المنغسلة منه (Anderson and Magdoff, 2005)، وهذا تطبيق متبع في الزراعات المحمية.

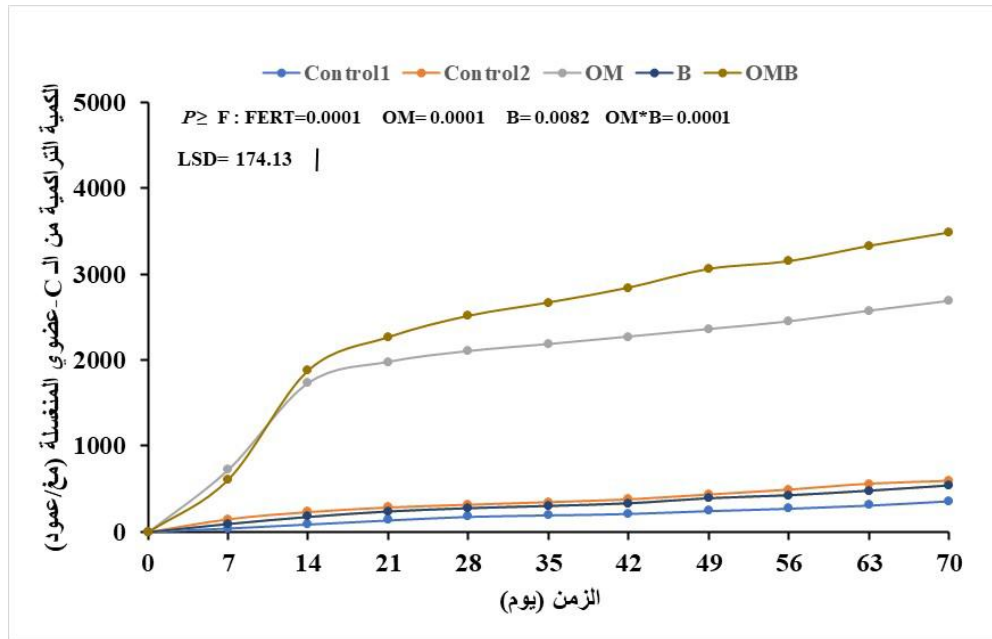




الشكل 2: الكمية التراكمية المنغسلة من الفوسفور المنحل الكلي (TDP) وتوزعه بين شكليه المتفاعل مع الموليبيدات (MRP) والعضوي (DPo) في ماء الصرف خلال 70 يوم.

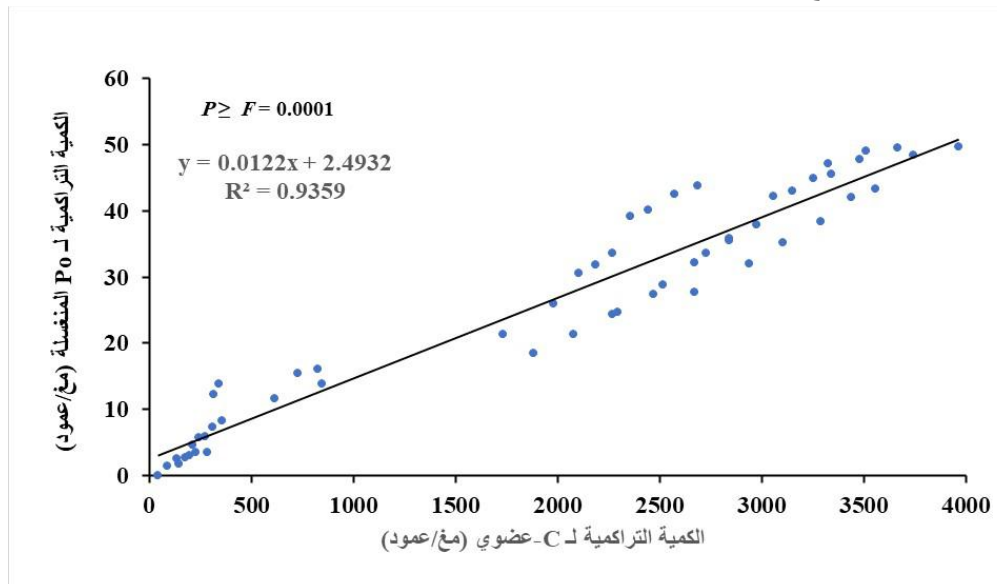
انغسال الكربون العضوي والعلاقة مع الفوسفور العضوي

كان انغسال الكربون العضوي متسارعاً خلال الأسبوع الأول والثاني من التجربة في المعاملتين OM و OMB (شكل 3)، ومن ثم تكون معدلات انغسال منخفضة، لقد أخذ انغسال الكربون العضوي المنحى نفسه لانغسال الفوسفور العضوي حيث ازدادت الكمية التراكمية المنغسلة في جميع المعاملات التي تضمنت إضافة المادة العضوية لتبلغ أعلى قيمة في معاملة (OMB) 3481 مغ/عمود مقارنة مع 589 مغ/عمود في معاملة الشاهد (Control 2) وذلك في اليوم 70 من التجربة، في حين انخفض الانغسال قليلاً وبشكل غير معنوي في المعاملة (B) وكانت الكمية التراكمية المنغسلة 539 مغ/عمود مقارنة مع (Control 2)، تتفق هذه النتائج مع دراسة (Amin, 2024) التي أجريت ضمن أعمدة بارتفاع 20 سم وقطر 5.5 سم لدراسة أثر إضافة الفحم الحيوي في انغسال الكربون العضوي والأمونيوم من تربة كلسية، حيث تمت إضافة الفحم والحيوي بنسبة 4% ، وأظهرت النتائج انخفاض في كميات الكربون العضوي المنغسلة.



الشكل 3: الكمية التراكمية من الكربون العضوي المنغسلة من العمود في ماء الصرف خلال 70 يوم.

ولتأكيد أن هناك ارتباط بين الفوسفور العضوي المنغسل والكربون العضوي المنغسل قمنا بدراسة العلاقة بينهما كما هو موضح في (الشكل 4) حيث وجدت علاقة ارتباط خطية بين الكمية التراكمية المنغسلة من (Po) ومن (C-عضوي) وكانت قيمة معامل التحديد $R^2 = 0.9472$ ، وتشير هذه العلاقة إلى أن الفوسفور يتحرك في التربة وينتقل إلى ماء الصرف مرتبطاً مع المركبات العضوية التي هي أقل تفاعلاً مع مكونات التربة (Chardon *et al.*, 1997) حيث أن شكل وكمية الكربون تؤثر في حركة الفوسفور في التربة من خلال عدة عوامل تتضمن النشاط الميكروبي والمعادن المعقدة عضوياً وتغليف مواقع ادمصاص الفوسفور على معادن الطين (Tarkalson and Leytem, 2009).



الشكل 4: العلاقة بين الكمية التراكمية من الفوسفور العضوي المنغسلة من العمود مع الكمية التراكمية المنغسلة من الكربون العضوي.

الاستنتاجات والتوصيات:

الاستنتاجات:

تشكل النترات الشكل الأساسي للآزوت المعدني في ماء الصرف وتعادل 73% من مجموع الآزوت المعدني المنغسل. لقد خفضت إضافة المادة العضوية (زبل الأبقار) والفحم الحيوي المحضر من تمز الزيتون من انغسال النترات بمعدل 95.5 و 92% على التوالي، وترتفع هذه النسبة إلى 99.5% بإضافة الزبل البقري والفحم سوية إلى التربة. كما خفضت إضافة زبل الأبقار والفحم الحيوي منفردة أو كليهما معاً من الكمية التراكمية من الأمونيوم المنغسلة من التربة بمعدل 77 و 71 و 67%، على التوالي. ففي حين تزيد إضافة الزبل البقري من انغسال الـ TDP بمعدل 45%، كان لفحم تمز الزيتون دوراً بارزاً في خفض انغسال الفوسفور بمعدل 58.5%. وبالتالي فإن الاستثمار في تحويل مخلفات معاصر الزيتون الصلبة إلى فحم حيوي وإضافته للتربة كأحد المحسنات الطبيعية والصديقة للبيئة أمر مهم خاصة وأن العديد من البلدان العربية من بين الدول الرائدة عالمياً في إنتاج الزيتون.

التوصيات:

1. استخدام المادة العضوية والفحم الحيوي في الزراعات المحمية لتقليل الأثر السلبي لانغسال المغذيات (الآزوت المعدني والفوسفور) إلى المياه الجوفية.
2. إجراء دراسات مستقبلية تتناول نسب مختلفة من الزبل الطبيعي والفحم الحيوي بوجود محصول زراعي تنقضي دور المحسنات ليس فقط من ناحية الأثر البيئي، بل أيضاً دورها في النمو والإنتاجية وكفاءة استخدام الأسمدة المضافة.

References:

1. Abdala, D.B., Ghosh, A.K., da Silva, I.R., de Novais, R.F., Venegas, V.H. *Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition*. Agriculture, ecosystems & environment, 162, 2012, 15-23.
2. Al-Zoubi, M., Al-Husni, A., Durgam, H. *Methods of soil, plant, water, and fertilizer analysis*. Ministry of Agriculture and Agrarian Reform – General Commission for Scientific Agricultural Research, Damascus, Syria, 2013.
3. Alloush, G., Boyer, D., Belesky, D., Halvorson, J. *Phosphorus mobility in a karst landscape under pasture grazing system*. Agronomie, 23(7), 2003, 593-600.
4. Amin, A.E. *Impact of some amendments on kinetics of leaching dissolved organic carbon and ammonium in calcareous sandy soil under vinasse addition*. Scientific Reports, 14(1), 2024, 4233.
5. Anderson, B.H., Magdoff, F.R. *Relative movement and soil fixation of soluble organic and inorganic phosphorus*. Journal of environmental quality, 34(6), 2005, 2228-2233.
6. Borchard, N., Wolf, A., Laabs, V., Aeckersberg, R., Scherer, H.W., Moeller, A., Amelung, W. *Physical activation of biochar and its meaning for soil fertility and nutrient leaching—a greenhouse experiment*. Soil Use and Management, 28(2), 2012, 177-184.
7. Börling, K., Otabbong, E., Barberis, E. *Phosphorus sorption in relation to soil properties in some cultivated Swedish soils*. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 59, 2001, 39-46.
8. Boyer, D. G. and Alloush, G.A. *Spatial distribution of nitrogen on grazed karst landscapes*. The Scientific World Journal, 1, 2001, 809-913.

9. Chardon, W.J., Oenema, O., Del Castilho, P., Vriesema, R., Japenga, J., Blaaauw, D. *Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 26(2), 1997, 372-378.
10. Cui, H.J., Wang, M.K., Fu, M.L., Ci, E. *Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar*. Journal of Soils and Sediments, 11, 2011, 1135-1141.
11. Daly, K., Jeffrey, D., Tunney, H. *The effect of soil type on phosphorus sorption capacity and desorption dynamics in Irish grassland soils*. Soil use and management, 17(1), 2001, 12-20.
12. Debela, F., Thring, R.W., Arocena, J.M. *Immobilization of heavy metals by co-pyrolysis of contaminated soil with woody biomass*. Water, Air, & Soil Pollution, 223, 2012, 1161-1170.
13. DeLuca, T.H., Gundale, M.J., MacKenzie, M.D., Jones, D.L. *Biochar effects on soil nutrient transformations*. In Biochar for environmental management, 20, 2015, 421-454.
14. De Pasquale, C., Marsala, V., Berns, A.E., Valagussa, M., Pozzi, A., Alonzo, G., Conte, P. *Fast field cycling NMR relaxometry characterization of biochars obtained from an industrial thermochemical process*. Journal of Soils and Sediments, 12, 2012, 1211-1221.
15. Ding, Y., Zhu, S., Pan, R., Bu, J., Liu, Y., Ding, A. *Effects of Rice Husk Biochar on Nitrogen Leaching from Vegetable Soils by 15N Tracing Approach*. Water, 14(21), 2022, 3563.
16. Eduah, J.O., Nartey, E.K., Abekoe, M.K., Breuning-Madsen, H., Andersen, M.N. *Phosphorus retention and availability in three contrasting soils amended with rice husk and corn cob biochar at varying pyrolysis temperatures*. Geoderma, 341, 2019, 10-17.
17. El-Bassi, L., Azzaz, A.A., Jellali, S., Akrou, H., Marks, E.A., Ghimbeu, C.M., Jeguirim, M. *Application of olive mill waste-based biochars in agriculture: Impact on soil properties, enzymatic activities and tomato growth*. Science of the total environment, 755, 2021, 142531.
18. Eveborn, D., Gustafsson, J.P., Elmefors, E., Yu, L., Eriksson, A.K., Ljung, E., Renman, G. *Phosphorus in soil treatment systems: Accumulation and mobility*. Water research, 64, 2014, 42-52.
19. Gelardi, D.L., Ainuddin, I.H., Rippner, D.A., Patiño, J.E., Abou Najm, M., Parikh, S.J. *Biochar alters hydraulic conductivity and impacts nutrient leaching in two agricultural soils*. Soil, 7(2), 2021, 811-825.
20. Haider, A., Zaidan, A. *The effect of adding different levels of biochar on some physical properties of soil*. Al-Baath Univ. J., Agric. Sci. Ser, 44(17), 2022, 75-94.
21. Hedley, M.J., Stewart, J.W., Chauhan, B. *Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations*. Soil Science Society of America Journal, 46(5), 1982, 970-976.
22. Hiradate, S., Uchida, N. *Effects of soil organic matter on pH-dependent phosphate sorption by soils*. Soil science and plant nutrition, 50(5), 2004, 665-675.
23. Huang, L.Q., Fu, C., Li, T.Z., Yan, B., Wu, Y., Zhang, L., Ping, W., Yang, B.R., Chen, L. *Advances in research on effects of biochar on soil nitrogen and phosphorus*. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 424(1), 2020, 012015.
24. Iyamuremye, F., Dick, R.P., Baham, J. *Organic amendments and phosphorus dynamics: I. Phosphorus chemistry and sorption*. Soil Science, 161(7), 1996, 426-435.

25. Jin, Y., Liang, X., He, M., Liu, Y., Tian, G., Shi, J. *Manure biochar influence upon soil properties, phosphorus distribution and phosphatase activities: a microcosm incubation study*. Chemosphere, 142, 2016, 128-135.
26. Jin, J., Li, S., Peng, X., Liu, W., Zhang, C., Yang, Y., Han, L., Du, Z., Sun, K., Wang, X. *HNO₃ modified biochars for uranium (VI) removal from aqueous solution*. Bioresource Technology, 256, 2018, 247-253.
27. Kashem, M.A., Akinremi, O.O., Racz, G.J. *Phosphorus fractions in soil amended with organic and inorganic phosphorus sources*. Canadian Journal of Soil Science, 84(1), 2004, 83-90.
28. Kim, J.A., Vijayaraghavan, K., Reddy, D.H., Yun, Y.S. *A phosphorus-enriched biochar fertilizer from bio-fermentation waste: a potential alternative source for phosphorus fertilizers*. Journal of Cleaner Production, 196, 2018, 163-171.
29. Laird, D., Fleming, P., Wang, B., Horton, R., Karlen, D. *Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil*. Geoderma, 158, 2010, 436-442.
30. Liu, Z., He, T., Cao, T., Yang, T., Meng, J., Chen, W. *Effects of biochar application on nitrogen leaching, ammonia volatilization and nitrogen use efficiency in two distinct soils*. Journal of soil science and plant nutrition, 17(2), 2017, 515-528.
31. Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., Goodale, C. *Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration*. Global Change Biology, 16, 2010, 1366-1379.
32. Manolikaki, I.I., Mangolis, A., Diamadopoulos, E. *The impact of biochars prepared from agricultural residues on phosphorus release and availability in two fertile soils*. Journal of environmental management, 181, 2016, 536-543.
33. Matin, N.H., Jalali, M., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Wang, J., Zhang, T., Wang, H., Rinklebe, J. *Almond and walnut shell-derived biochars affect sorption-desorption, fractionation, and release of phosphorus in two different soils*. Chemosphere, 241, 2020, 124888.
34. Morales, M.M., Comerford, N., Guerrini, I.A., Falcão, N.P., Reeves, J.B. *Sorption and desorption of phosphate on biochar and biochar-soil mixtures*. Soil Use and Management, 29(3), 2013, 306-314.
35. Murphy, J.A., Riley, J.P. *A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters*. Analytica chimica acta, 27, 1962, 31-36.
36. Nakamura, K., Harter, T., Hirono, Y., Horino, H., Mitsuno, T. *Assessment of root zone nitrogen leaching as affected by irrigation and nutrient management practices*. Vadose Zone Journal, 3, 2004, 1353-1366.
37. Ojekami, A., Ige, D., Hao, X., Akinremi, O. *Phosphorus mobility in a soil with long term manure application*. Journal of Agricultural Science, 3(3), 2011, 25.
38. Ouyang, L., Wang, F., Tang, J., Yu, L., Zhang, R. *Effects of biochar amendment on soil aggregates and hydraulic properties*. Journal of soil science and plant nutrition, 13(4), 2013, 991-1002.
39. Pratiwi, E.P., Hillary, A.K., Fukuda, T., Shinogi, Y. *The effects of rice husk char on ammonium, nitrate and phosphate retention and leaching in loamy soil*. Geoderma, 277, 2016, 61-68.
40. Ryan, J.G., Estefan, G. and Rashid, A. *Soil and plant analysis laboratory manual*. ICARDA. Narc, 2001, 46-48.
41. SAS Institute. *Sas User's Guide: Statistics*. SAS Inst. Cary, Nc. 1999.
42. Sharpley, A.N., Smith, S.J., Stewart, B.A., Mathers, A.C. *Forms of phosphorus in soil receiving cattle feedlot waste*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 13(2), 1984, 211-215.

43. Sims, J.R., Haby, V.A. *Simplified colorimetric determination of soil organic matter*. Soil Science, 112(2), 1971, 137-141.
44. Sui, Y., Thompson, M.L. *Phosphorus sorption, desorption, and buffering capacity in a biosolids-amended mollisol*. Soil Science Society of America Journal, 64, 2000, 164-169.
45. Tarkalson, D.D., Leytem, A.B. *Phosphorus mobility in soil columns treated with dairy manures and commercial fertilizer*. Soil Science, 174 (2), 2009, 73-80.
46. Toor, G.S., Condron, L.M., Di, H.J., Cameron, K.C., Cade-Menun, B.J. *Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil*. Soil Biology and Biochemistry, 35(10), 2003, 1317-1323.
47. Troy, S.M., Lawlor, P.G., O'Flynn, C.J., Healy, M.G. *The impact of biochar addition on nutrient leaching and soil properties from tillage soil amended with pig manure*. Water, Air, & Soil Pollution, 255, 2014, 1-15.
48. Wang, Z. *Soil inorganic nitrogen leaching and residual in dry land*, in: Li. S. (eds.), *Soil and plant nitrogen in dry land areas of China*. Science Press group, Beijing, 2008, 263-289.
49. Xiong, Z.Q., Huang, T.Q., Yu-Chun, M.A., Guang-Xi, X.I., Zhao-Liang, Z.H. *Nitrate and ammonium leaching in variable-and permanent-charge paddy soils*. Pedosphere, 20(2), 2010, 209-216.
50. Yang, J., Li, H., Zhang, D., Wu, M., Pan, B. *Limited role of biochars in nitrogen fixation through nitrate adsorption*. Science of the Total Environment, 592, 2017, 758-765.
51. Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., Zimmerman, A.R. *Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil*. Chemosphere, 89(11), 2012, 1467-1471.
52. Zarabi, M., Jalali, M. *Leaching of nitrogen and base cations from calcareous soil amended with organic residues*. Environmental technology, 33(14), 2012, 1577-1588.
53. Zhai, L., Cai Ji, Z., Liu, J., Wang, H., Ren, T., Gai, X., Xi, B., Liu, H. *Short-term effects of maize residue biochar on phosphorus availability in two soils with different phosphorus sorption capacities*. Biology and Fertility of Soils, 51, 2015, 113-122.
54. Zhao, P., Wang, S., Liu, D., Li, H., Han, S., Li, M. *Study on influence mechanism of biochar on soil nitrogen conversion*. Environmental Pollutants and Bioavailability, 34, 2022, 419-432.
55. Zidan, A., Juzdan, O., Haidar, A. *The effect of integration between biochar and mineral fertilization on wheat yield and protein content in seeds*. Tishreen Univ. J., Biol. Sci. Ser, 43(4), 2021, 79-90.

