

Mobility of Nitrogen and Phosphorus in Soil under Greenhouse System

Dr. Ghiath Alloush*
Dr. Jehad Ibraheem**
Seba Saeed***

(Received 8 / 5 / 2024. Accepted 19 / 8 / 2024)

□ ABSTRACT □

A greenhouse experiment was conducted in Tishreen University campus in 2021 growing tomato plants to investigate nutrients mobility through soil profiles and measuring quantities of nutrients in the leachate. Plants were grown in columns (diameter 30 cm), filled with either soil or Hetra as soil substitute, and for a depth of 40 cm. Two levels of organic manure (cow manure) were added at 4 and 8% to both systems. Plants were fertilized according to Debanah Co. fertilizer program with drip irrigation. Concentrations of nutrients (NO_3 , NH_4 , P, K, and organic C) were measured in leachate weekly and for 70 days, in addition to measuring electrical conductivity (EC).

Nitrate leaching starts at high rates up to day 21, and then rates decline as plant size increased and fruiting starts. Cumulative nitrate leached was greater in the control treatments of soil and Hetra control treatments (2320 and 2965 mg NO_3 -N/plant), respectively. Addition of 4% OM decreased NO_3 leached in both soil and Hetra (2201 and 2579 mg NO_3 -N/plant, respectively). The decrease was even greater with OM2 (8%) reaching (1863 and 1069 mg NO_3 -N/plant) after 70 days of growth. The leaching of NH_4 was not only in smaller quantities, but also quite the opposite of NO_3 . NH_4 leached increased with increasing OM addition in both soil and Hetra systems. NH_4 leached in soil system were 9, 245, and 626 mg NH_4 -N/plant in treatments: soil, soil+OM₁, and soil+OM₂, respectively. In Hetra system NH_4 leached were 6.3, 11.7, and 66.8 mg, for the same order of treatments.

The addition of OM at 4 and 8% lead to increased cumulative quantity of total dissolved phosphorus (TP) in leachate, in both soil and Hetra systems, after 70 days of growth. Values for TP were 25 mg/plant in the control soil and reached 62 and 96 mg TP with adding OM₁ and OM₂, respectively. In the Hetra system, TP leached in the control treatment was 43 mg and reached 78 and 75 mg/plant in OM₁ and OM₂ treatments, respectively. Molybdate reactive P (MRP) constitutes less than 50% of the TP, and consequently, dissolved organic P (org. P) constitutes up to 66 % of TP. The amounts of organic P correlate nicely with organic carbon, which indicates that organic P is easily leached as organic phosphate compounds.

Key Word: Greenhouses, OM, Nutrient Leaching, Nitrate, Ammonium, Organic 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

**Professor, Faculty of Agricultural Engineering, Tishreen University- lattakia- Syria

***PhD student- Faculty of Agricultural Engineering, Tishreen University- lattakia- Syria

انغسال الآزوت والفوسفور من التربة تحت نظام الزراعة المحمية

د. غياث علوش*

د. جهاد ابراهيم**

صبا سعيد***

(تاريخ الإيداع 8 / 5 / 2024. قبل للنشر في 19 / 8 / 2024)

□ ملخص □

أجريت دراسة في البيت البلاستيكي في موقع جامعة تشرين في 2021 بزراعة نبات البندورة لتقصي حركة العناصر الغذائية في أفاق التربة وقياس الكميات المنغسلة إلى المياه الجوفية. تمت الزراعة في أعمدة بلاستيكية بقطر 25 سم وملئت بالتربة أو الحترّة (وسط تربة بديل) لعمق 40 سم، بوجود مستويين من المادة العضوية ($OM_1=4\%$ و $OM_2=8\%$ زيل بقرّي متخمر)، واتباع البرنامج التسميدي المعدني مع الري بالتنقيط. تمّ تتبع تراكيز العناصر الغذائية في ماء الصرف أسبوعياً ولمدة 70 يوماً (النترات- الأمونيوم- الفوسفور- البوتاسيوم- الكربون العضوي)، إضافة لقياس الناقلية الكهربائية EC. بدأ انغسال النترات بمعدلات سريعة حتى اليوم 21 ومن ثم تباطأ بالتزامن مع زيادة حجم النبات وبدء تشكل الثمار، وكانت الكمية التراكمية من النترات المنغسلة أعلى في معاملتي الشاهد في التربة والحترّة بدون إضافة المادة العضوية (2320 و 2965 مغ NO_3-N /نبات)، على التوالي، لقد خُصّصت إضافة المادة العضوية OM_1 (4%) من كمية النترات المنغسلة في كلا الترتين (2201 و 2579 مغ NO_3-N /نبات، على التوالي)، والانخفاض يكون بدرجة أكبر في المعاملتين OM_2 (8%) (1863 و 1069 مغ NO_3-N /نبات) وذلك بعد 70 يوم من النمو. ويكون انغسال الأمونيوم ليس فقط بكميات أقل من النترات، بل مخالفاً للنترات فكميته تزداد مع زيادة مستوى المادة العضوية في نظامي التربة والحترّة، لقد كانت كميات الأمونيوم المنغسلة في التربة 9، 245، 626 مغ NH_4-N /نبات في معاملة شاهد التربة، التربة+ OM_1 وتربة+ OM_2 ، وفي نظام الحترّة 6.3، 11.7 و 66.8 مغ NH_4-N /نبات، لذات المعاملات على التوالي.

لقد أدت إضافة المادة العضوية بالمستويين (4 و 8%) إلى زيادة الكمية التراكمية المنغسلة من الفوسفور الكلي الذائب (TP) في ماء الصرف في نظامي التربة والحترّة وذلك بعد 70 يوم، لتكون 25 مغ/نبات في شاهد التربة وتصبح 62 و 96 مغ TP بوجود إضافة المادة العضوية OM_1 و OM_2 ، على التوالي. أما في نظام الحترّة فكانت الكمية المنغسلة من الفوسفور الكلي في معاملة الشاهد 43 مغ وتصل إلى 78 و 75 مغ/نبات في المعاملتين OM_1 و OM_2 ، على التوالي. شكل الفوسفور المتفاعل مع الموليبديات MRP نسبة أقل من 50% من كمية الفوسفور الكلي المنغسلة، وكان الجزء الأكبر من الفوسفور الكلي المنغسل بالشكل العضوي 66%. ولقد ارتبطت كمية الفوسفور العضوية بعلاقة ارتباط قوية مع كمية الكربون العضوي المنغسلة في ماء الصرف مما يشير إلى أنها متحركة في ماء الصرف على شكل مركبات عضوية مفسفرة.

الكلمات المفتاحية: الزراعة المحمية، المادة العضوية، انغسال العناصر الغذائية، النترات، الأمونيوم، الفوسفور العضوي.

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



CC BY-NC-SA 04

*أستاذ - كلية الهندسة الزراعية- جامعة تشرين - اللاذقية- سورية.

**أستاذ - كلية الهندسة الزراعية- جامعة تشرين - اللاذقية- سورية.

***طالبة دكتوراه - كلية الهندسة الزراعية- جامعة تشرين - اللاذقية- سورية.

مقدمة:

يعتبر الآزوت والفسفور من العناصر الغذائية الرئيسية المحددة لدرجة التلوث للنظام البيئي للماء العذب ومحددًا لنمو الأشنيات، حيث يعتبر الفسفور المعدني (Pi, Inorganic-P) متاح حيويًا للمجموعات الحيوية في البيئة المائية (USEPA, 1994). فالحديث عن الفسفور المعدني وحركته أخذ بالتناقص مع البرهان على أهمية الفسفور العضوي (Po, Organic-P)، وإمكانية حركته عبر آفاق التربة وصولاً إلى بيئات الماء العذب (MacDowell *et al.*, 2021). فالفسفور العضوي (Po) مصدرًا متاحًا للفسفور مع الوقت للأحياء الدقيقة في النظم البيئية المائية (MacDowell *et al.*, 2021)، وإن تحديد هوية هذه المركبات العضوية الفوسفورية أمر بالغ الصعوبة إلا أنه سوف يؤمن فهم للآليات المسؤولة عن تحريرها من التربة ويساعد في وضع سياسات استخدام مصادر الفسفور.

يعتبر ضياع الفسفور مع ماء الصرف ذو أهمية قصوى في الأراضي المسمدة بكثافة في المناطق الزراعية، فتحرك الفسفور والتبدلات في أشكاله الأيونية سوف تعتمد على مصدر التسميد العضوي، وعلى درجة تشبع التربة بالفسفور ضمن أفق التربة. هذا ما أكده Giles وآخرون (2015) في دراستهم على مدار 10 أسابيع تم خلالها تتبع حركة الفسفور مع ماء الصرف، وتبين أن الصرف الأعظمي للفسفور كان في الأسبوع الرابع بشكلية المعدني والعضوي خاصة عند ظروف إشباع التربة بالفسفور (P-saturated condition). الدراسة الأوسع كانت لـ Sun وآخرون (2022) على 63 تربة من رتب مختلفة (Paddy Soil 21، 13 تربة Chermozrems، Red Soil 11، و 18 متنوعة) حيث شكل الفسفور العضوي الذائب $25 \pm 57\%$ من الـ P-المتاح. فالفسفور العضوي أقل تفاعلاً مع مكونات التربة (Chardon *et al.*, 1997)، فالمادة العضوية قد قللت من طاقة ربط الفسفور في التربة وسببت زيادة في إنغساله من التربة مع ماء الصرف (Field *et al.*, 1985). لقد فسر الباحثون زيادة إنغسال الفسفور في معاملات المادة العضوية على جميع المعاملات مرده إلى النشاط الميكروبي والمعدلات العضوية-المعدنية وتغليف (Coating) مواقع ادمصاص الفسفور على حبيبات الطين بالمركبات العضوية، وأخيراً إلى تفاعل الفسفور مع كل من الكالسيوم والألمنيوم (Tarkalson and Leytem, 2009)، وارتبط إنغسال الفسفور الكلي بالكربون العضوي بعلاقة خطية ($R^2 = 0.98$). ولكن تجدر الإشارة إلى أن المعطيات قليلة عن حركة الفسفور من الترب جيدة التطور، ويلزم تناوله في دراسات الإنغسال للفسفور والآزوت.

إن حركة الفسفور المعدني (Pi) خلال التربة كان موضع دراسة في ترب ذات تاريخ طويل مع الإضافات السمادية العضوية الكبيرة (Eghball *et al.*, 1996)، ففي دراسة حقلية مترافقة مع دراسة أعمدة تمت فيهما إضافة روث الأبقار لمقارنة الفسفور العضوي في ماء الصرف وتبين أن Po قد شكل قيمة أكبر من 90% من الفسفور الكلي المنغسل من الأعمدة التي تلقت إضافة من المادة العضوية، وقيمة أكبر من 70% من الفسفور الكلي المنغسل في تربة الحقل والتي جمعت باستخدام الليزومتترات (Chardon *et al.*, 1997)، وأن الإضافة المتكررة من الفسفور العضوي تزيد بشكل مهم من الفسفور العضوي المنغسل إلى الماء الجوفي (Wang *et al.*, 2022). فالفسفور العضوي الذائب غالباً هو الشكل المنغسل بكميات كبيرة، وغالباً ما يكون بشكل استرات أحادية وثنائية للفسفور (Anderson and Magdoff, 2005)، فانغسال الفسفور يختلف باختلاف أنواع الترب، وهو يبدو معتمداً ليس فقط على معدلات التسميد الفوسفاتي، بل على سعة ادمصاص الفسفور في التربة السطحية وتحت السطحة (Rashmi *et al.*, 2017)، نتائج تم الحصول عليها من دراسة أعمدة على أربع رتب من الترب تباينت في قوامها بين لومية رملية وحتى الطينية وتراوحت الكمية المنغسلة خلال الغسلات الخمس الأولى بين 55-60% من مجموع الـ P الكلي المنغسل بعد 13 غسلة، وتتفق هذه النتائج مع

Yusran (2010) الذي يشير إلى أن إنغسال الفوسفور يكون أعلى في التربة الرملية مقارنة بالتربة الطينية، وكذلك الكربون العضوي والفوسفور العضوي.

لقد شكلت الكمية المنغسلة من الآزوت (بشكلية NH_4 و NO_3) في دراسة أعمدة 80% من السماد المضاف (Fernandez-Sanjurjo *et al.*, 2014)، وإن تجزئة الجرعة السمادية للمزروعات قد خفضت بنسبة 30% من ضياع النترات بغض النظر عن نوع التربة (Nakamura *et al.*, 2004). وتبين دراسة Wang وآخرون (2024) أن الآزوت المعدني ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) تشكل 73-85% من مجموع الآزوت الكلي المنغسل (TDN)، وبينوا أن إنغسال النترات يكون بشكل مستمر مع الزمن بينما إنغسال NH_4 يصل إلى عتبة ويعدّها يكون محدوداً أو لا إنغسال، وتتوافق هذه الدراسة مع (Dai *et al.*, 2023). لقد فسّر هؤلاء الباحثون ذلك بسبب تحولات الأمونيوم والآزوت العضوي إلى نترات (Dang *et al.*, 2022)، خاصة في الترب التي يتم فيها إضافة الزيل البقري (Frick *et al.*, 2022). بالمقارنة مع NH_4 موجبة الشحنة فإن النترات ذات الشحنة السالبة محدودة الامصاص على غرويات التربة المعدنية والعضوية سالبة الشحنة (Padilla *et al.*, 2018)، الأمر الذي يجعلها عالية الحركة في محلول التربة والإنغسال مع ماء الصرف (Zhang *et al.*, 2019).

تعد الزراعة المحمية إحدى نظم التكثيف الزراعي في القطر العربي السوري لإنتاج محاصيل الخضر، يتم فيها استخدام كميات كبيرة من الأسمدة لملائمة احتياجات الأصناف المزروعة سريعة النمو وذات الإنتاجية العالية، كما وتعتبر إضافة المادة العضوية على شكل الزيل البقري أو زيل الأغنام من العمليات الزراعية الأساسية في البيوت المحمية حيث تتراوح بين 5 م³ و 8 م³ للبيت البلاستيكي، وهذا يعود لرغبة المزارع. تعتبر هذه الإضافات غير المدروسة من الأسمدة المعدنية والعضوية مشكلة بيئية حقيقية، نتيجة التلوث الذي يحدث بفعل إنغسال جزء منها خارج منظومة تربة-نبات إلى المياه الجوفية ومياه المسطحات المائية القريبة من تجمعات البيوت البلاستيكية. سينعكس هذا الأمر سلباً على صحة الإنسان والحيوان، خاصة وأن عدد البيوت البلاستيكية كبير في المنطقة الساحلية من سورية يتجاوز 165,000 بيت، تشكل البندورة حوالي 85% منها (المجموعة الإحصائية الزراعية 2020).

تتدر دراسات الأعمدة أو التجارب الحقلية التي تتناول إنغسال المغذيات من نظام الزراعة المحمية على مستوى سورية والعالم.

ولذلك هدفت هذه الدراسة التي أجريت في أعمدة مزروعة بالبندورة في البيت البلاستيكي في موقع المشتل الزراعي في جامعة تشرين إلى:

1. دراسة إنغسال الأسمدة الفوسفورية والآزوتية من نظامي تربة وحرارة مع ماء الصرف.
2. تقصي دور المادة العضوية في حركية العنصر السمادي (معدني أم عضوي) خارج نظام تربة - نبات؟

طرائق البحث ومواده:

وسط الزراعة:

1. التربة: جمعت التربة من الطبقة السطحية 0-30 سم من قرية الهنادي التي تبعد 10 جنوب شرق مدينة اللاذقية.
2. الحرارة: جمعت الحرارة من التكتشافات البركانية لتربة الحرارة في منطقة بانياس.
3. الزيل البلدي: عبارة عن زيل أبقار تم الحصول عليه من مبقرة جب رملة - الغاب التابعة للمؤسسة العامة للمباقر.

أزيلت الشوائب من أعشاب وحصى من الترتين والزبل البلدي، جفت هوائياً، طحنت لتمر من منخل ذو فتحات 4 ملم، بينما الزبل تم تنخيله على أقطار 2 ملم وحفظت في أكياس لحين الاستخدام. الترتين زرعتا لموسم واحد باستخدام الأعمدة في البيت البلاستيكي بالبندورة وخضعت للتسميد الأساسي واللاحق خلال موسم النمو (نيسان-تموز 2020) وفق البرنامج التسميد المشار له لاحقاً. أفرغت محتويات الأعمدة لكل من التربة والحرثة على حدا ومزجت جيداً، ومن ثم خضعت الترتين والزبل البلدي للتحليل المخبري لتحديد أهم الخواص الخصوبية ومحتواها من العناصر الغذائية (Ryan et al., 2001)، والتي يوضحها الجدول (1).

جدول (1): الخواص الخصوبية لترتبي الدراسة وزبل الأبقار. القيم هي متوسط ثلاث عينات أخذت عشوائياً.

الخواص	تربة الهنادي	الحرثة	زبل أبقار
تحليل ميكانيكي (%)	طين	17.57	-
	سنت	3.18	-
	رمل	79.25	-
	نوع التربة *	لومية رمالية SL	لومية L
pH (2.5:1 تربة:ماء)	7.52	7.58	7.71
EC (2.5:1 تربة:ماء) ميليوس/سم	0.165	0.190	8.84
C-عضوي (%)	0.88	0.28	24.94
OM (%)	1.5	0.48	43.0
CaCO ₃ (%)	1.17	3.83	20.75
CEC (ملييكافي/100 غ تربة)	21.85	56.12	-
الأروت	TN (%)	0.074	1.213
	NO ₃ (مغ/كغ تربة)	56.1	30.5
	NH ₄ (مغ/كغ تربة)	20.0	10.0
العناصر المتاحة (مغ/كغ تربة)	P	18.1	1020.3
	K	201.4	592.5
	Ca	4240	4053
	Mg	624	2544
N/C	11.69	13.65	20.56

* تم تحديد نوع الترب باستخدام مثلث القوام الألماني (TGL 24300/05) (1985).

الترتين ذات pH و EC مناسبين لزراعة البندورة، وكلا الترتين ذات محتوى عالي من العناصر الغذائية (Mg, Ca, N, P, K)، وذات محتوى منخفض من المادة العضوية، وزبل الأبقار ذو درجة تخمر جيدة حيث أن نسبة 20.56 N/C ومحتوى جيد من العناصر الغذائية الكبرى.

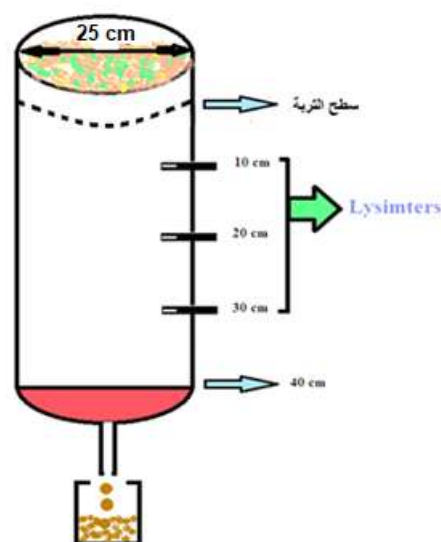
معاملات التجربة:

تضمنت التجربة وسطين للزراعة تربة وحرثة وتحت ثلاث مستويات من التسميد العضوي بالزبل البقري 0 و 4 و 8%، وبالتالي كان هنالك 6 معاملات وثلاثة مكررات مما يجعل عدد الأعمدة الكلي 18 عموداً.

عدد الأعمدة الكلي	المكررات	زيل الأبقار (%)	وسط الزراعة
		(S)0	تربة (Soil)
		(S+OM ₁)4	
		(S+OM ₂)8	
18 = عمود			
		(H) 0	حتره (Hetra)
	3	(H+OM ₁)4	
		(H+OM ₂)8	

تصميم التجربة:

تمّ تصميم تجربة لزراعة البندورة في أعمدة في نظامين (تربة وحتره) لدراسة حركة العناصر في أفق التربة وكذلك كميات الأزوت والفوسفور والكربون العضوي المنغسلة مع ماء الصرف. الأعمدة المستخدمة بلاستيكية بسماكة 7 ملم وقطرها 25 سم وارتفاع الأعمدة 50 سم. يوضح الشكل (1) تصميم الأعمدة التي تنتصب على حوامل خشبية ويتم استقبال ماء الصرف في أوعية بلاستيكية أسفل الأعمدة.



الشكل (1): تصميم أعمدة الزراعة في البيت البلاستيكي بنظامي التربة والحتره

البرنامج التسميدي:

تمّ خلط الأسمدة الأساسية من نترات الأمونيوم (33% N)، سوبر فوسفات الثلاثي (46% P₂O₅)، وسلفات البوتاسيوم (50% K₂O) وذلك بالكميات التي يشير لها الجدول (2) لجميع الأعمدة، وتمت إضافة الزيل البقري بالنسب 0، 4، و8% بحسب المعاملة. بلغ وزن التربة التي تنتسج لها الأعمدة 25 كغ في معاملات الشاهد بدون تسميد عضوي، وتمت إزاحة وزن الزيل البقري المضاف من وزن التربة (1 كغ تربة في المعاملات 4% مادة عضوية و2 كغ في المعاملات 8% مادة عضوية). ملئت الأعمدة لارتفاع 40 سم مع الرص لتحقيق كثافة ظاهرية تقارب 1.25 غ/سم³.

جدول (2): البرنامج التسميدي المتبع في دراسة الأعمدة.

بعد التشتيل (أسبوع)	الإضافات السماوية
تسميد أساسي 0 - 4 - 8% زيل بقري بحسب المعاملة	سوبر فوسفات مثلث (TSP, 46% P ₂ O ₅)=25 غ سلفات البوتاسيوم (K ₂ O %50)=20 غ نترات الأمونيوم (N %33)=20 غ
2	عالي الفوسفور (K ₂ O-P ₂ O ₅ -N)=13:40:13 = 2 غ
4	عالي الفوسفور (K ₂ O-P ₂ O ₅ -N)=13:40:13 = 2 غ
6	متوازن (K ₂ O-P ₂ O ₅ -N)=20:20:20 = 2 غ
8	متوازن (K ₂ O-P ₂ O ₅ -N)=20:20:20 = 2 غ
10	متوازن (K ₂ O-P ₂ O ₅ -N)=20:20:20 = 2 غ
12	عالي البوتاس (K ₂ O-P ₂ O ₅ -N)=30:15:15 = 2 غ
14	عالي البوتاس (K ₂ O-P ₂ O ₅ -N)=30:15:15 = 2 غ
16 - النهاية	عالي البوتاس (K ₂ O-P ₂ O ₅ -N)=30:15:15 = 2 غ

الزراعة والعناية بالتجربة:

خضعت الأعمدة بعد ملئها بالتربة للسقاية يومية بمعدل 1 ليتر بالتنقيط للسماح للتربة للتموضع البنائي، واستمرت عملية الري حتى بدء ظهور قطرات ماء الصرف في العبوات أسفل الأعمدة. تُركت التربة للتوازن لمدة أسبوعين قبل زراعة شتول البندورة (صنف هجين روز)، وهي شتول متجانسة بعمر 4-6 أوراق حقيقية. تمّت الزراعة بتاريخ 2021/4/15.

الري: تمّ ترطيب تربة الأعمدة بمعدل مرتين أسبوعياً في مراحل النمو الأولى حتى ظهور العقنود الزهري الثالث، ومن ثم كل يومين حتى نهاية التجربة.

المكافحة: تمت عمليات مكافحة الوقائية للأمراض الفطرية (اللفحة، بياض زغبي، وبياض دقيق)؛ والإصابات الحشرية (الذبابة البيضاء وحافرة الأنفاق). لم تظهر أي أعراض مرضية أو حشرية على نباتات التجربة.

ماء الصرف والتحليل المخبرية:

تمّ جمع ماء الصرف مرة كل أسبوع بعد ريّه بالتنقيط بمعدل تراوح بين 1 ليتر في المراحل الأولى لعمر النبات وحتى 5 ليتر في المراحل المتقدمة الثمرية للنباتات. فالراشح في الأسبوع الأول كان بعد ري بدون تسميد ومن ثم مع التسميد في الأسبوع الثاني، وهكذا بالتناوب حتى الأسبوع العاشر (حتى اليوم 70 من عمر التجربة) كما هو مشار له في الجدول (2).

سُجل حجم ماء الري المستخدم في كل عمود وقياس كمية الماء الراشح بعد 12 ساعة من الري الذي تم استقباله في عبوات أسفل الأعمدة. تمّ إجراء التحاليل المخبرية التالية على ماء الصرف:

- قياس الناقلية الكهربائية باستخدام جهاز الناقلية الكهربائية
- قياس درجة pH ماء الصرف باستخدام جهاز قياس الـ pH
- قياس تركيز النترات بطريقة حمض الكروموتروبيك (Ryan et al., 2001)
- قياس تركيز الأمونيوم بطريقة الأندوفينول (الزغبي وآخرون، 2013).

- تقدير الفوسفور المتفاعل مع الموليبيدات (MRP) بطريقة الموليبيديوم الأزرق (Ryan *et al.*, 2001)
- تقدير الفوسفور الكلي (TP) بعد الهضم بحمض الكبريت وبيرسلفات الأمونيوم بطريقة الموليبيديوم الأزرق (Hedley *et al.*, 1982).
- تقدير الكربون العضوي بالطريقة اللونية باستخدام ديكرومات البوتاسيوم المعدلة والقياس على جهاز الطيف الضوئي عند طول موجة 600 نانومتر (Sims and Haby, 1971).

الحسابات والإحصاء:

تمّ حساب الفوسفور العضوي المنغسل بطريقة الفرق وفق التالي (Alloush *et al.*, 2003):
الفوسفور العضوي (Org-P) = الفوسفور الكلي الذائب (TP) - الفوسفور المتفاعل مع الموليبيدات (MRP)
خضعت جميع معطيات التجربة للتحليل الإحصائي ANOVA على اعتبار أنّ مصدر التباين هو وسط الزراعة تربة أم حنّرة (Soil)، مستوى المادة العضوية (OM)، الزمن بالأيام (Time)، والتأثيرات المتداخلة بين هذه العوامل. كما تمّ فصل المتوسطات وحساب أقل فرق معنوي (LSD) عند مستوى معنوية 5%، وذلك باستخدام البرنامج الإحصائي SAS (SAS institute, 1999).

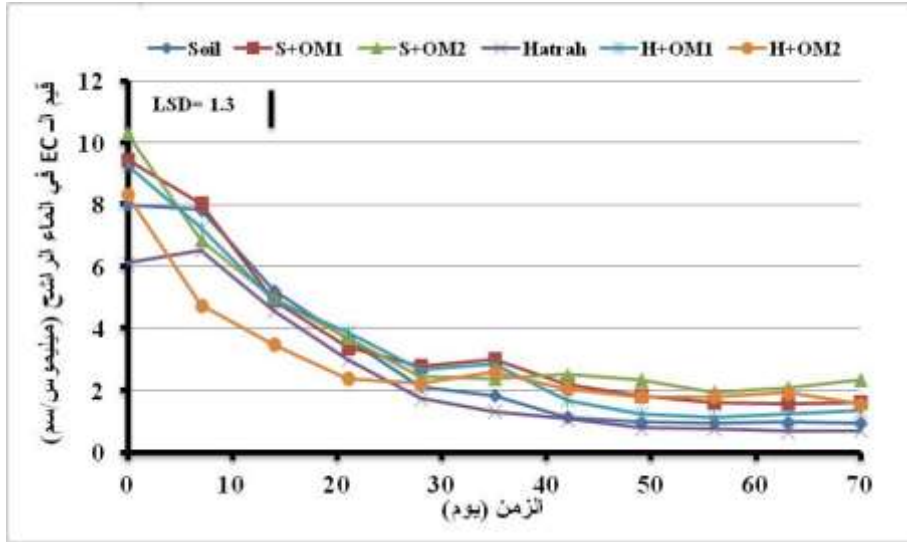
النتائج والمناقشة:

انغسال الأملاح الكلية:

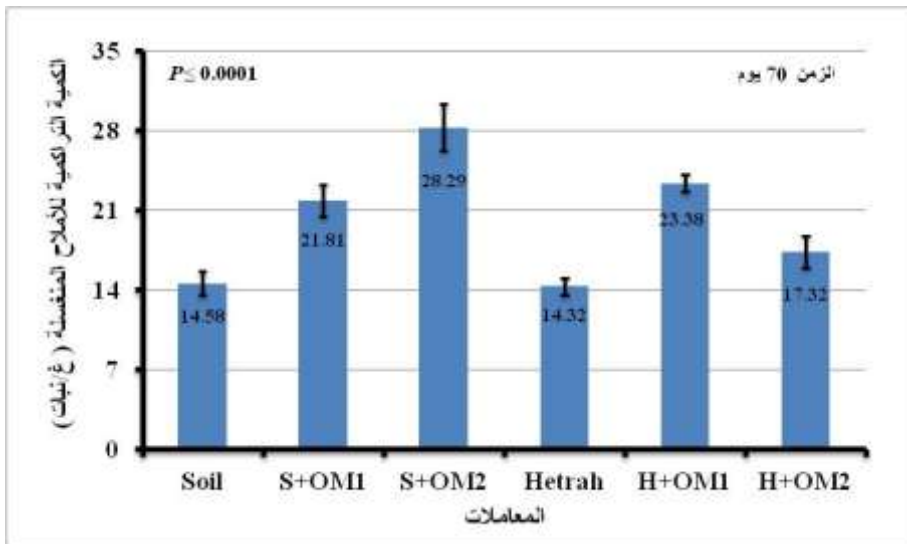
سجلت الناقلية الكهربائية قيمة مرتفعة في الزمن 0 (بداية التجربة) فكانت أعلى من 8 ميليوس/سم في المراحل الأولى لنمو محصول البندورة في جميع المعاملات في نظامي التربة والحنّرة وبغض النظر عن مستويات إضافة المادة العضوية (شكل 1)، ومن ثمّ انخفض مؤشر الملوحة (قيم الـ EC) بشكل متسارع وتدرّجي حتى الأسبوع الرابع (28 يوم) في جميع المعاملات حيث تكون قيم الـ EC ما دون 3 ميليوس/سم، ومن ثمّ يكون الانخفاض في قيم الـ EC بطيئاً جداً لتكون ما دون 2 ميليوس/سم في أغلب المعاملات. خلال الزمن 70 يوم تبقى المعاملتين S+OM₂ و H+OM₂ أعلى من المعاملتين اللتين تلقّتا مستوى إضافة 4% مادة عضوية (المعاملتين: S+OM₁ و H+OM₁) وأعلى بشكل معنوي مقارنة بالمستوى 0% مادة عضوية (المعاملتين: Soil و Hetra).

تشير قيم الـ EC إلى كمية كبيرة من الأملاح التي تمّ فقدانها من الأعمدة، فعلى اعتبار أنّ 1 ميليوس يعادل 640 مغ/ل لكل درجة واحدة في سلم الملوحة EC (Marschner, 1995)، حيث تبلغ كمية الأملاح التراكمية المنغسلة في معاملة التربة شاهد (Soil) 14.6 غ/عمود، وتزداد معنوياً إلى 21.8 و 28.3 غ بوجود المادة العضوية 4 و 8% على التوالي (المعاملتين: S+OM₂ و S+OM₁). كانت كمية الأملاح المنغسلة في شاهد الحنّرة (Hetra) متقاربة وغير معنوية عن شاهد التربة حيث بلغت 14.3 غ، وتزداد إلى 23.4 غ مع مستوى إضافة 4% OM، وانخفضت إلى 17.3 غ بإضافة 8% OM لوسط الزراعة الحنّرة (شكل 2).

تبدو هذه النتائج في انخفاض الملوحة مع الزمن منسجمة مع منحنى انغسال الأملاح في تجربة أعمدة صغيرة ارتفاعها 20 سم وتحوي 900 غ تربة حيث بدأت قيمة الـ EC من 8 ميليوس/سم وانخفضت تدريجياً مع زيادة كمية الماء المنغسلة من الأعمدة خلال 80 يوم، وبلغت 0.34 ميليوس/سم في نهاية التجربة، وتجدر الإشارة إلى أنّ هذه الدراسة لم تتضمن إضافة للمادة العضوية ولا تسميد إضافي ولم تُزرع الأعمدة بأي نبات وتضمنت فقط مستويين من التسميد بأسمدة بطيئة التحرير (Fernandez-Sanjurjo *et al.*, 2014).



الشكل (1): الناقلية الكهربائية (EC) لماء الصرف من التربة والحرث بوجود مستويين من المادة العضوية 4 و8% في نظام الزراعة المحمية.



الشكل (2): الكمية الكلية من الأملاح المنغسلة في ماء الصرف من التربة والحرث بعد 70 يوم من عمر التجربة بوجود مستويين من المادة العضوية 4 و8% في نظام الزراعة المحمية.

انغسال النترات والأمونيوم:

بدأت معدلات النترات بالانغسال بمعدلات متسارعة في الأسابيع الثلاثة الأولى (حتى اليوم 21) في أعمدة المنظومتين (تربة وحرث)، واستمر انغسال النترات لكن بمعدلات منخفضة حتى نهاية تتبج حركة النترات خارج منظومة الأعمدة (تربة نبات) حتى اليوم 70 يوم (شكل 3). شكلت كمية النترات التراكمية المنغسلة في الزمن 21 يوم (82 و 72 و 82%) من إجمالي النترات المنغسلة في منظومة التربة عند اليوم 70، وشكلت (86 و 78 و 63%) في

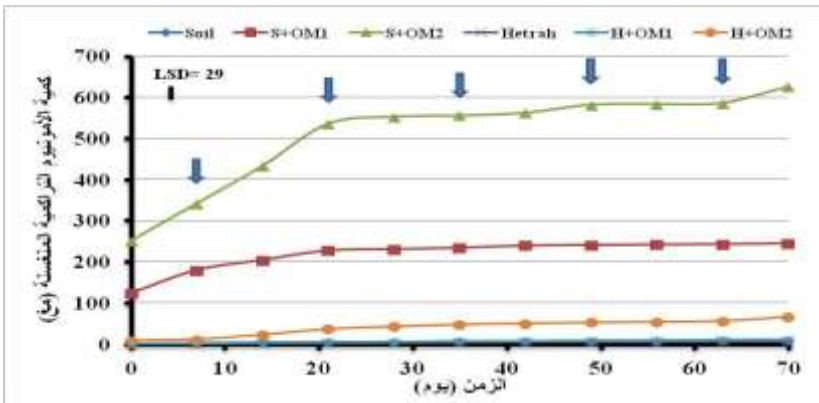
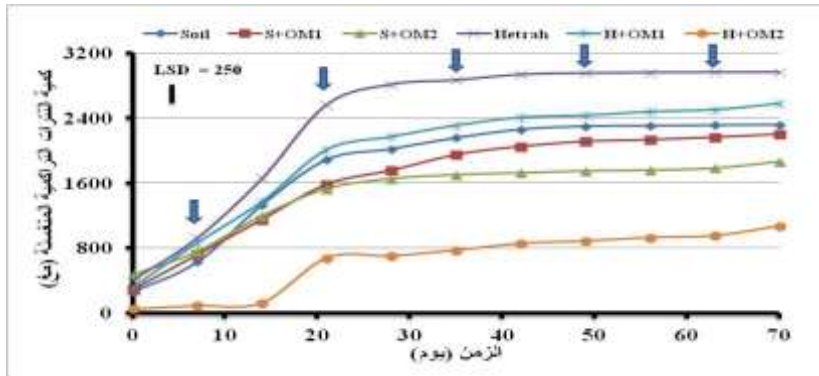
منظومة الحتره (في معاملات الشاهد و OM_1 و OM_2)، على التوالي. كانت كمية النترات التراكمية المنغسلة أعلى في معاملي الشاهد (تربة وحتره) اللتين لم تتلق أي إضافة من المادة العضوية (شكل 3) بالمقارنة مع مستوى الإضافة 4% (المعاملتين $S+OM_1$ و $H+OM_1$)، وانخفضت النترات المنغسلة بمعدل أكبر بوجود مستوى الإضافة 8% في كلا وسطي الزراعة تربة وحتره (المعاملتين $S+OM_2$ و $H+OM_2$). وكان الانخفاض في كمية النترات التراكمية المنغسلة بتأثير إضافة المادة العضوية أكبر في منظومة الحتره مقارنة بمنظومة التربة، والفروقات بين المعاملات Hetra و $H+OM_1$ و $H+OM_2$ كانت معنوية في جميع أزمنة القياس، وبلغت في الزمن 70 يوم 2965 و 2579 و 1069 مغ نترات-N/نبات، على التوالي، في حين كانت الكمية التراكمية المنغسلة من النترات في منظومة التربة في الزمن 70 يوم 2320 و 2201 و 1863 مغ نترات-N/نبات في المعاملات Soil و $S+OM_1$ و $S+OM_2$ ، على التوالي.

لقد شجعت إضافة المادة العضوية على نشاط ميكروبات التربة ومعدنه الأزوت العضوي وتشكل كميات كبيرة من النترات التي انغسلت مع ماء الصرف بكميات أكبر من الأمونيوم (شكل 3) (Frick *et al.*, 2022)، وهو أمر ليس بالمستغرب خاصة أن الأمونيوم من الكاتيونات التي تدمص بقوة على سطوح غرويات التربة (Marschner, 1995)، ويشير Evehorn وآخرون (2014) إلى دور المادة العضوية في زيادة النشاط البيولوجي في التربة بحيث يتواجد الأزوت بصورته النترائية والتي شكلت 97% من الشكل المعدني للأزوت في التربة. لقد شكلت النترات 75% من مجموع الشكلين المعدنيين في ماء الصرف في معاملة $Soil+OM_2$ ، و 90-99.8% في باقي المعاملات (شكل 3). لقد أدى التسميد العضوي إلى انخفاض في الكمية التراكمية من النترات المنغسلة من الأعمدة مقارنة بالشاهد في كلا الترتيبين والذي ربما يكون مرده إلى تخزين النترات في الكتلة الحيوية التي تنشط بوجود المادة العضوية، في المستوى OM_2 أكثر من OM_1 (Evehorn *et al.*, 2014). وعلى اعتبار أن دراستنا قد تضمنت زراعة نباتات البندورة ذات الاحتياجات العالية من الأزوت بشكل خاص وجميع العناصر الغذائية بشكل عام، فما يتم إنغساله من النترات هو الفائض عن احتياجات النبات في زمن الغسيل. ولقد أشار Nakamura وآخرون (2004) في دراستهم لحركة الأزوت في أعمدة (30 سم ارتفاع x 5 سم قطر) إلى أن معدلات انغسال النترات تبدأ سريعة ومن ثم تتخفف لاحقاً (الدراسة بدون نبات)، وأن توزيع الجرعة السمادية قد خفض من انغسال الأزوت بمعدل 30% بالمقارنة مع الإضافة السمادية بشكل جرعة واحدة، ويتفق معهم (Wang *et al.*, 2024) في منحنى معدلات النترات المنغسلة، وكذلك نتائج تجربتنا (شكل 3).

لقد كانت حركة الأمونيوم-N المنغسلة خارج منظومات الأعمدة (تربة وحتره) محدودة مقارنة بالنترات (شكل 3). ولقد بينت المعاملة $S+OM_2$ نموذجاً تراكمياً لانغسال الأمونيوم شبيهاً بانغسال النترات حيث تتسارع في الأسابيع الثلاثة الأولى (535 مغ أمونيوم-N/نبات)، مشكلة 85% من كمية الأمونيوم الإجمالية المنغسلة في الزمن 70 يوم وبالباغة 626 مغ أمونيوم-N/نبات. وبوجود المستوى الأقل (4% OM) في منظومة التربة (المعاملة $S+OM_1$)، حيث بلغت الكمية التراكمية من الأمونيوم المنغسلة بعد 70 يوم 245 مغ/نبات، وفي معاملة تربة شاهد (Soil) 9 مغ أمونيوم-N/نبات. أما في معاملات منظومة الحتره فكانت الكميات التراكمية من الأمونيوم المنغسلة قليلة مقارنة بالتربة حيث بلغت عند الزمن 70 يوم (6.3 و 11.7 و 66.8 مغ أمونيوم-N/نبات) في المعاملات Hetra و $H+OM_1$ و $H+OM_2$ ، على التوالي.

وبعملية حسابية بسيطة لأعلى كمية $\text{NO}_3\text{-N}$ منغسلة من نبات واحد خلال 70 يوم (مدة الدراسة) وبالباغة 2965 مغ/نبات (شكل 3)، وعلى اعتبار أن عدد النباتات في بيت بلاستيكي واحد 1200 نبات بمساحة 400 م²، فإنه يمكن حساب الكمية المنغسلة من النترات لتبلغ 89 كغ $\text{NO}_3\text{-N}$ /هكتار/70 يوم، وهي بالتأكيد كمية كبيرة قادرة على زيادة مؤشر خطورة تلوث المياه الجوفية بالنترات.

بيدي منحى انغسال الأمونيوم متوافقاً مع نتائج (Fernandez-Sanjurjo *et al.*, 2014)، حيث انغسلت كمية كبيرة من الأمونيوم في الأيام الخمس الأولى (بعد 6 ليتر ماء) وشكلت 70% من الكمية الكلية من الأمونيوم المنغسلة من الأعمدة. فالإنغسال يتم في ظرف تكون فيها تربة الأعمدة مشبعة بالماء وهو ما شجع على انغسال الشكل المرجع من النتروجين ومنها الأمونيوم (Fernandez-Sanjurjo *et al.*, 2014)، وهذا ما بدا واضحاً في المعاملات التي تمت إضافة المادة العضوية إليها (المعاملات على الترتيب $\text{Hetra}+\text{OM}_2 < \text{Soil}+\text{OM}_1 < \text{Soil}+\text{OM}_2$)، حيث تشجع المادة العضوية على نشدرة الآزوت العضوي نتيجة لنشاط الكائنات الحية الدقيقة وتشكل الأمونيوم (Wang *et al.*, 2024). ربما يعود تفوق الكميات المنغسلة من الأمونيوم في وسط التربة مقارنة بالحرثة إلى خواص الترتين، فترية الحرثة ذات سعة تبادل كاتيونية أعلى بـ 2.6 مرة من سعة التبادل الكاتيونية للترية (56.12 مقارنة بـ 21.85 ميليماكاف/100 غ تربة) (جدول 1)، فادمصاص الأمونيوم على السطوح الغروية قد قلل من إنغسال الأمونيوم خاصة إذا كانت سطوح الادمصاص ذات شحنات متغيرة (Variable Charge) في التربة وهي الحرثة في ظروف دراستنا (Xiong *et al.*, 2010).



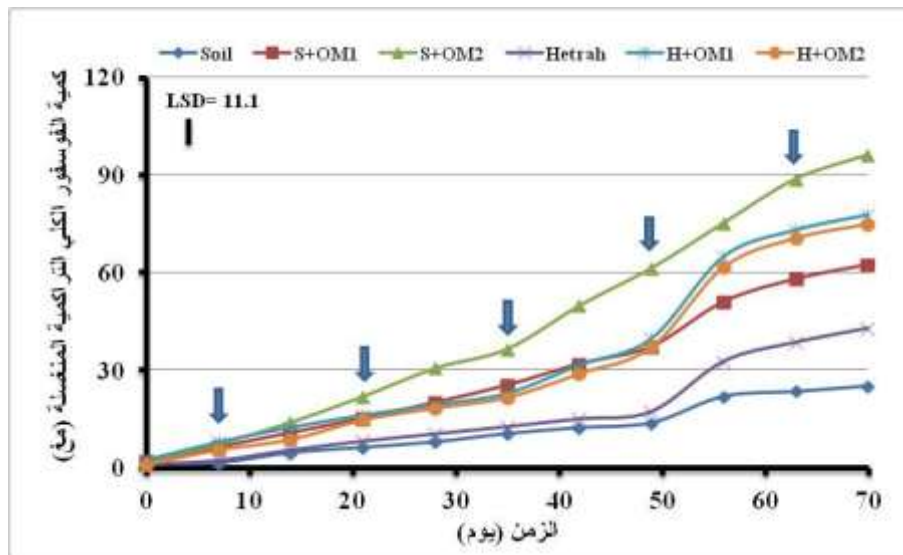
الشكل (3): الكمية التراكمية المنغسلة من النترات والأمونيوم في ماء الصرف خلال 70 يوم من عمر التجربة من التربة والحرثة بوجود مستويين من المادة العضوية 4 و8% في نظام الزراعة المحمية. تشير الأسهم إلى موعد إضافة الجرعات التسميدية كل 15 يوم.

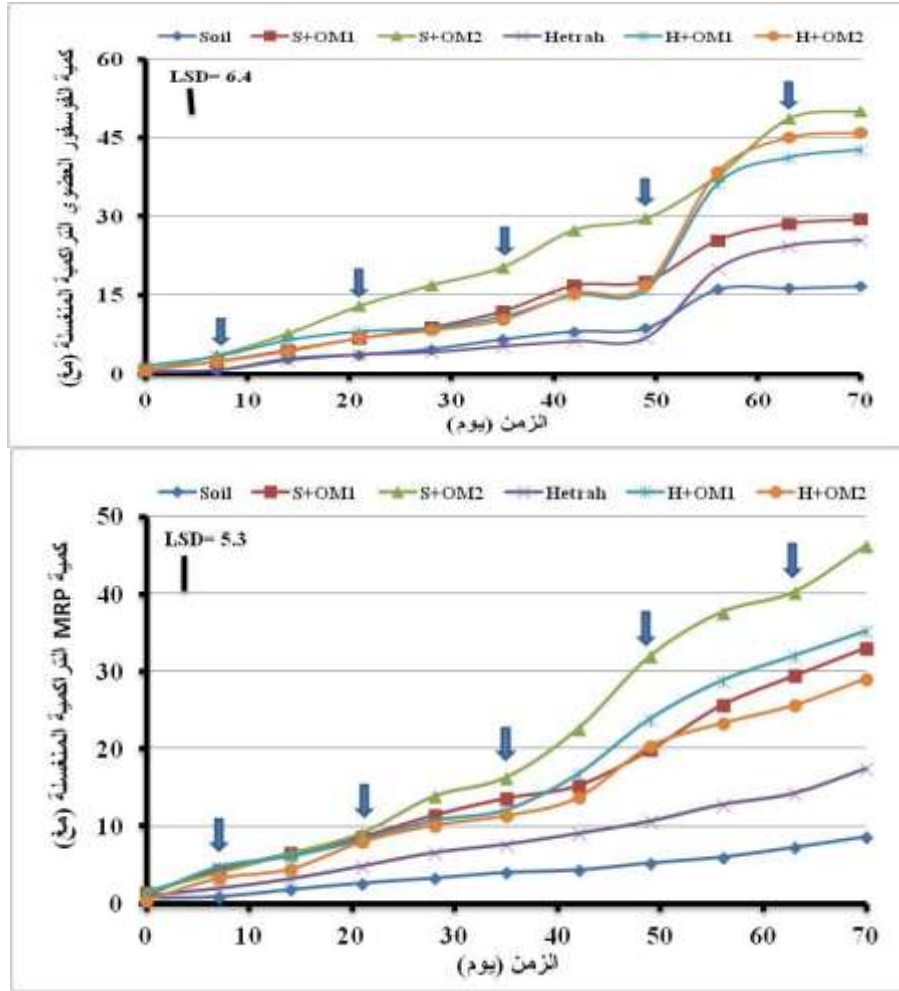
انغسال الفوسفور:

يمثل الفوسفور الكلي (TP) الذائب في ماء الصرف مجموع أشكال الفوسفور المعدنية والمرتبطة عضوياً في ماء الصرف (شكل 4)، فالكمية التراكمية لحركته تزداد مع الزمن بمعدلات عالية في نظام التربة بوجود المادة العضوية بمعدل 8% (المعاملة S+OM₂)، وتكون أعلى معنوياً مقارنة بالمستوى 4% من المادة العضوية (المعاملة S+OM₁)، والتي بدورها كانت بفروقات معنوية مقارنة بمعاملة نظام التربة شاهد بدون إضافة المادة العضوية (المعاملة Soil). لقد بلغت الكمية الكلية المنغسلة من الفوسفور الكلي بعد 70 يوم 25 و 62 و 96 مغ TP/نبات في المعاملات Soil و S+OM₁ و S+OM₂، على التوالي، مما يشير دور المادة العضوية في زيادة كمية الفوسفور المنغسلة في نظام التربة.

أما في نظام الحنّرة، فكمية الفوسفور الكلية المنغسلة تكون متقاربة في معاملي المادة العضوية وغير مختلفتين معنوياً (المعاملتين H+OM₁ و H+OM₂)، بينما تنخفض معنوياً كمية TP في معاملة الحنّرة شاهد (Hetra) عن معاملي المادة العضوية، حيث بلغت القيم بعد 70 يوم 43 و 78 و 75 مغ TP/نبات للمعاملات الثلاث، H+OM₁ و H+OM₂ على التوالي (شكل 4).

وتشير قيم منحني الفوسفور المتفاعل مع الموليبيدات (MRP)، والفوسفور المرتبط عضوياً (Org-P) إلى توزيعهما بشكل متساو تقريباً ضمن ماء الصرف، فقد بلغت قيم الـ MRP 8.7 و 33 و 46 مغ MRP/نبات في نظام التربة للمعاملات Soil و S+OM₁ و S+OM₂، على التوالي؛ وهي 17.5 و 36 و 29 مغ/نبات في معاملات نظام الحنّرة ولذات الترتيب. فالمادة العضوية بمستواها 8% كان لها أثر أكبر في حركة الفوسفور الكلي (TP) والمتفاعل مع الموليبيدات (MRP) في نظام التربة مقارنة بنظام الحنّرة، إلا أن قيم الفوسفور العضوي تتقارب بين النظامين حيث كانت قيمه 50 و 46 مغ Po/نبات في المعاملتين S+OM₂ و H+OM₂ على التوالي.





الشكل (4): الكمية التراكمية المنغسلة من الفوسفور الكلي (TP)، وتوزعه بين الشكلين المتفاعل مع الموليبديات (MRP) والعضوي (P_o) في ماء الصرف خلال 70 يوم من عمر التجربة من التربة والحرثة بوجود مستويين من المادة العضوية 4 و8% في نظام الزراعة المحمية. تشير الأسهم إلى موعد إضافة الجرعات التسميدية كل 15 يوم.

كانت كمية الفوسفور الكلية الذائبة المنغسلة في شاهدي التربة والحرثة منخفضة (المعاملتين Soil و Hetra) اللتين لم يتم إضافة المادة العضوية لهما على الرغم من تلقي كلا المعاملتين ذات الكمية من التسميد الأساسي (25 غ TSP)، وتلقيهما ذات الجرعات السماوية كل 15 يوم (جدول 2)، ويتفق ذلك مع (Fernandez-Sanjurjo *et al.*, 2014). فعندما يتجاوز تركيز Olsen-P عتبة الـ 100 ppm زاد انغسال P من تربة كلسية (Heckrath *et al.*, 1995)، بينما تشير دراسة Gebrim وآخرون (2010) إلى أنه بعد تركيز 40 و60 ppm فقد ازداد إنغسال الـ P بشكل أسي Exponential في تربتين طينية ولومية رملية. هذه التراكيز من الفوسفور أعلى من تراكيز الفوسفور (Olsen-P) التي تم قياسها في تربتي الدراسة في بداية التجربة (18.1 للتربة و13.9 للحرثة مع P/كغ تربة) (جدول 1). فعلى الرغم من تلقي جميع الأعمدة ذات الكمية من التسميد المعدني من الفوسفور الأساسي واللاحق، فقد كانت تراكيز الفوسفور في ماء الصرف لأعمدة الشاهد أقل بكثير من المعاملات التي تلقت التسميد العضوي (شكل 4). هذا ما يشير إلى دور المادة العضوية بمستوييها 4 و8% في زيادة معدلات إنغسال الفوسفور الكلي الذائب من التربة والحرثة مقارنة بالشاهد.

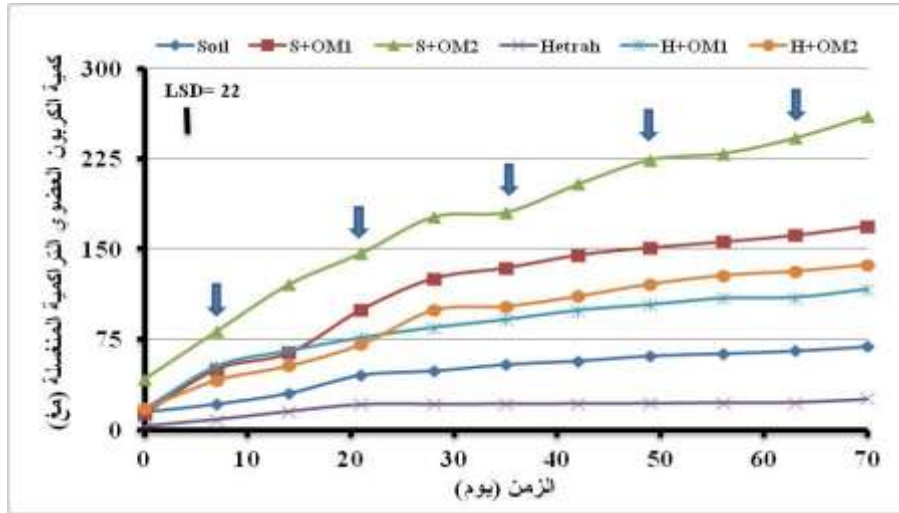
إن زيادة مستوى الإضافة من المادة العضوية قد أدى إلى زيادة معدلات انغسال الفوسفور الكلي (Alloush *et al.*, 2003; Ojekanmi *et al.*, 2011; Kashem *et al.*, 2004) ربما يكون ذلك ناتج عن زيادة إشباع السطوح فينتج عنها انخفاض ربط الفوسفور مما يؤدي إلى انغساله، وهذا ما أشار له أيضاً Kashem وآخرون (2004) عندما تمت إضافة زيل الأبقار للتربة بمعدل 20 طن/هـ. إن للزبل الحيواني تأثير مباشر وآخر غير مباشر في خواص التربة تؤثر في قابلية التربة للاحتفاظ بالفوسفور، فإما خفض انغساله (Whalen *et al.*, 2000)، أو بالعكس فإنها تساعد في حركة الفوسفور مع ماء الصرف (Daly *et al.*, 2001)، وهذا ما يتماشى ويتوافق مع نتائج هذه الدراسة (شكل 4). فالأحماض العضوية التي تنتج عن تحلل المادة العضوية تتنافس الفوسفور على مواقع الادمصاص مما يؤدي إلى انخفاض احتفاظ التربة بالفوسفور (Guppy *et al.*, 2005)، نتيجة لخفض درجة إشباع التربة بالفوسفور (Sui and Thompson, 2000). يشكل الفوسفور العضوي نسبة 50-60% من الفوسفور الكلي المنغسل مع ماء الصرف، والباقي هو ما يسمى بالفوسفور المتفاعل مع المولبيدات (MRP)، وهو يتضمن بحد ذاته جزءاً ربما ليس بالقليل من الفوسفور العضوي (شكل 4)، وذلك على اعتبار أن طريقة التقدير اللونية المتبعة باستخدام مولبيدات الأمونيوم المحضرة في 4 مولار من حمض الكبريت الذي يجعل وسط التفاعل حامضي ويسمح بحلها بعض الأشكال العضوية البسيطة للفوسفور، ويتم بالتالي تقديرها على أساس أنها فوسفور معدني (Haynes and Williams, 1993). هذا ما يدعو للاعتقاد أن نسبة الفوسفور العضوي هي أكبر من القيم التي يتم حسابها بطريقة الفرق. تبدو كميات الفوسفور العضوي في ماء الصرف متقاربة مع دراسة Ojekanmi وآخرون (2011) التي بلغت 70% من الفوسفور الكلي المنغسل، وازدادت نسبته في ماء الصرف بزيادة معدل الإضافة من زيل الأبقار (0-30-60-120 طن/هـ). ويشير Toor وآخرون (2003) إلى أن الفوسفور العضوي والذي شكل 55-76% من الفوسفور الكلي في ماء الصرف من تربة مراعي (دراسة على سنتين) هو بصورة أسرات أحادية وثنائية للفوسفور العضوي وفوسفولبيدات و Mucliec، والتي تكون متاحة سريعاً لنشاط الأحياء الدقيقة في البيئات المائية مسببة ظاهرة الإثراء الغذائي. إن تكرار إضافة المادة العضوية الغنية بالفوسفور العضوي تؤدي إلى زيادة الكمية المنغسلة منه (Anderson and Magdoff, 2005)، وهذا تطبيق متبع في الزراعات المحمية. لقد قدر Djodjic وآخرون (2004) كمية الفوسفور الكلي الذائب المنغسل من دراسة أعمدة ما بين 0.03-1.09 كغ P/هـ سنوياً، ويبدو أن الأمر ذو خطورة أكبر في الزراعات المحمية حيث يمكن حساب الكمية 2.9 كغ P/هـ/سنة (96.2 مغ P/نبات x 1200 نبات/بيت بلاستيكي 400 م² x 400/10000).

انغسال الكربون العضوي وعلاقته بانغسال الفوسفور العضوي:

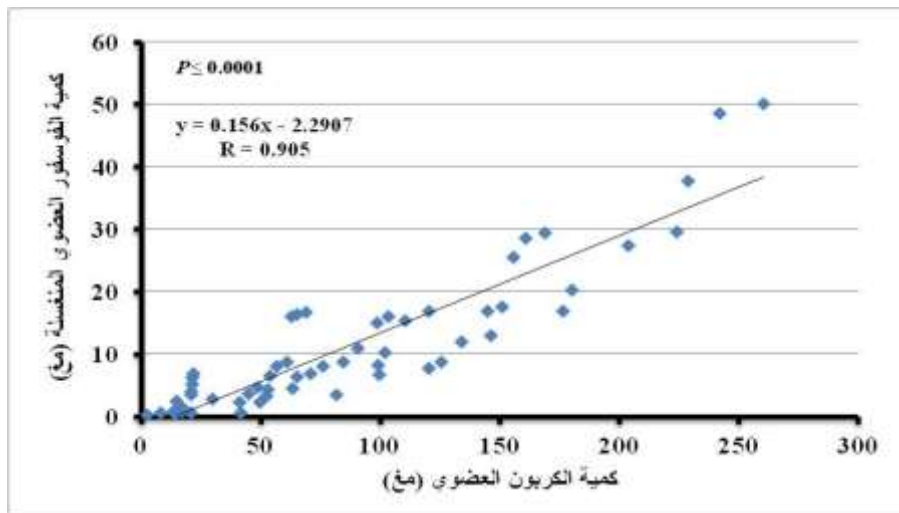
تكون معدلات انغسال الكربون العضوي في معاملتي الشاهد لنظامي التربة والحترة (Soil و Hetra) بطيئاً وانعكس ذلك في ميل الخط البياني لكلا المعاملتين، هذا على الرغم من التفوق المعنوي لكمية الكربون العضوي المنغسلة في شاهد التربة مقارنة بشاهد الحترة (69 و 25 مغ Org-C/نبات)، وهو تفوق يعادل 2.8 مرة كمية الكربون العضوي المنغسلة في شاهد الحترة (شكل 5). بشكل عام تتفوق معاملات التربة على معاملات الحترة في كمية الكربون العضوي المنغسلة وذلك عند كل مستوى من مستويات المادة العضوية، فهي عند الزمن 70 يوم 261 و 169 مغ/نبات في معاملتي S+OM₁ و S+OM₂ (مختلفتان معنويًا)، بالمقارنة مع 137 و 116 مغ/نبات (غير مختلفتان معنويًا عن بعضهما) في معاملتي H+OM₁ و H+OM₂.

تعكس كمية الكربون العضوي المنغسلة من أعمدة نظامي التربة والحترة معدل إضافة المادة العضوية 0، 4، و 8% فهي في كلا نظامي التربة والحترة تزداد بشكل معنوي تبعاً لمستوى إضافة المادة العضوية، والزيادات معنوية عند جميع

أزمنة القياس على مدار 70 يوم (11 دورة قياس). وترتبط حركة الفوسفور العضوي في أفق أواسط الزراعة تربة وحترة وصولاً إلى ماء الصرف ارتباطاً معنوياً مع كمية الكربون العضوي المتحركة (شكل 6)، الذي يربط بين كميات الكربون والفوسفور العضوي في كلا نظامي الزراعة وتحت جميع مستويات الإضافة العضوية. ربما يشير هذا الارتباط الوثيق إلى أن حركة الفوسفور العضوي تتم على صورة مركبات عضوية تحوي الفوسفور، وليست مرتبطة على مواقع ادمصاص المركبات العضوية، وربما يؤكد ذلك العلاقة الوثيقة ($R=0.905$).



الشكل (5): الكمية التراكمية المنغسلة من الكربون العضوي (C) في ماء الصرف خلال 70 يوم من عمر التجربة من التربة والحترة بوجود مستويين من المادة العضوية 4 و8% في نظام الزراعة المحمية. تشير الأسهم إلى موعد إضافة الجرعات التسميدية كل 15 يوم.



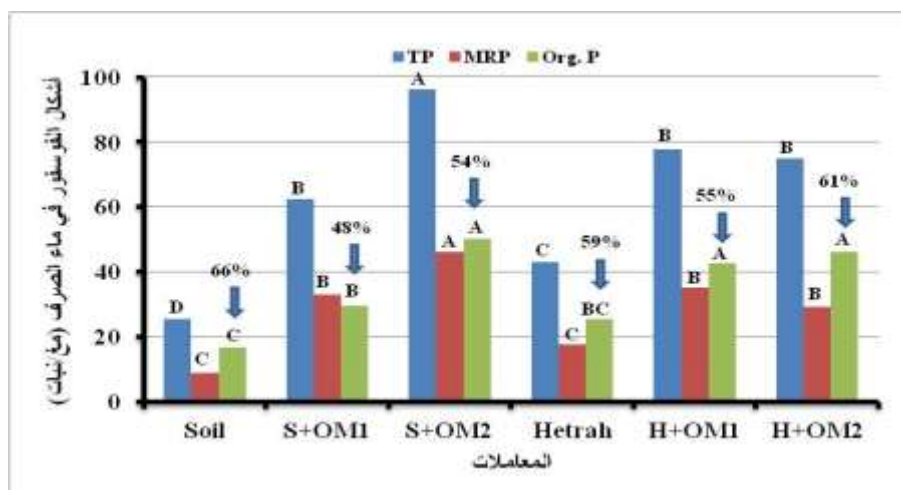
الشكل (6): العلاقة بين كمية الكربون العضوي (C) والفوسفور العضوي (Po) في ماء الصرف خلال 70 يوم من عمر التجربة من التربة والحترة بوجود مستويين من المادة العضوية 4 و8% في نظام الزراعة المحمية.

تشير علاقة الارتباط القوية بين انغسال الفوسفور العضوي والكربون العضوي إلى حركة الفوسفور مرتبطاً مع المركبات العضوية التي هي أقل تفاعلاً مع مكونات التربة (Wang et al., 2021; Wang et al., 2022)، حيث تؤثر المركبات العضوية في حركة الفوسفور في الترب التي أضيف لها المادة العضوية، فمن المرجح 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). وفي حال غياب الكربون العضوي في معاملة الشاهد بدون إضافة المادة العضوية (غياب الكربون العضوي في معاملة الشاهد)، يتفاعل الفوسفور مع الكالسيوم والألمنيوم (Eveborn *et al.*, 2014) وانخفضت كمية الفوسفور المنغسلة رغم تلقي معاملة الشاهد لذات الكميات من التسميد الفوسفاتي الأساسي أو اللاحق.

لقد أشار Tarkalson و Leytem (2009) إلى ارتباط وثيق بين كميات الكربون العضوي والفوسفور في ماء الصرف ($R^2 = 0.98$) إلا أنه يؤخذ على هذه الدراسة أن علاقة الارتباط بنيت على أربعة قيم هي متوسطات المعاملات، وهذا ربما لا يعبر حقيقة عن طبيعة علاقة الارتباط، وهي ذات معامل ارتباط ($R^2 = 0.82$) في تربة المراعي (Alloush *et al.*, 2003)، لقد تم استخدام جميع القيم في الترتين في هذه الدراسة (شكل 6) وكانت علاقة ارتباط ممتازة ($R = 0.905$). لقد شجع الكربون العضوي على الامتصاص الميكروبي للفوسفور، والتي بدورها أثرت على إتاحة الفوسفور من مصادره المختلفة وبالتالي حركته (Leytem, *et al.*, 2005)، ويعزى Rupp وآخرون (2002) ذلك إلى الانخفاض في كمون الأكسدة (Redox Potential) الذي يؤدي إلى زيادة ذوبان P والكربون الذائب العضوي (DOC) مما يزيد من تراكيزهما في ماء الغسيل.

وبالنظر إلى توزيع الفوسفور الكلي (TP) بين شكلي الفوسفور (MRP و Po) في ماء الصرف عند الزمن 70 يوم، يتضح أن نسبة الفوسفور العضوي من الكلي عالية تزيد عن 50% من إجمالي الفوسفور المتحرك خارج نظام الزراعة وصولاً إلى ماء الصرف والمياه الجوفية (شكل 7). وتشير دراسة Gebrim وآخرون (2010) في دراسة أعمدة تتضمن ثلاثة تربة متباينة في قوامها أن كمية الفوسفور العضوي في ماء الصرف كانت أكبر 6.4 مرة من الفوسفور المعدني (Pi) عند استخدام معدل إضافة من زرق الدواجن 160 طن/هـ.



الشكل (7): النسبة المئوية للفوسفور العضوي (Po) في ماء الصرف في الزمن 70 يوم من عمر التجربة من التربة والحرارة بوجود مستويين من المادة العضوية 4 و 8% في نظام الزراعة المحمية.

الاستنتاجات والتوصيات:**الاستنتاجات:**

1. تلعب المادة العضوية دوراً إيجابياً في خفض الكمية التراكمية من النترات المنغسلة من نظام تربة والحرثة، ويزداد الأثر الإيجابي للمادة العضوية بزيادة معدلات إضافتها من 4 إلى 8 %، في حين زادت إضافة المادة العضوية من إنغسال الأمونيوم في نظام التربة بشكل أكبر مقارنة بنظام الحرثة.
2. أدت إضافة المادة العضوية بالمستويين (4 و 8 %) إلى زيادة الكمية التراكمية المنغسلة من الفوسفور الكلي الذائب (TP) في ماء الصرف في نظامي التربة والحرثة، وكان الجزء الأكبر من الفوسفور الكلي المنغسل بالشكل العضوي 66%.
3. ارتبطت كمية الفوسفور العضوية بعلاقة ارتباط قوية مع كمية الكربون العضوي المنغسلة في ماء الصرف مما يشير إلى أنها متحركة في ماء الصرف على شكل مركبات عضوية مفسفرة.

التوصيات:

أخذ الحيطة في الزراعات المحمية من الإسراف في إضافة المادة العضوية بسبب دورها في زيادة تلوث ماء الصرف من نظام الزراعة (تربة-نبات) بالفوسفور، وهو العامل المحدد لنمو الأشنيات في المسطحات المائية القريبة من مناطق انتشار الزراعة المحمية في الساحل السوري.

References:

1. الزعبي، محمد؛ الحصني، أنس ودرغام، حسان (2013). طرائق تحليل التربة والنبات والمياه والأسمدة. وزارة الزراعة والإصلاح الزراعي - الهيئة العامة للبحوث العلمية الزراعية - دمشق - سورية.
2. المجموعة الإحصائية الزراعية (2020) منشورات وزارة الزراعة والإصلاح الزراعي، سورية.
- 1-Al-Zoubi, Mohammed; Al-Hasani, Anas and Daraghham, Hassan (2013). Methods of analysis of soil, plants, water and fertilizers. Ministry of Agriculture and Agrarian Reform 2-General Commission for Scientific Agricultural Research - Damascus - Syria. Agricultural Statistical Collection (2020) Publications of the Ministry of Agriculture and Agrarian Reform, Syria.
3. Alloush GA, Boyer DG, Belesky DP, Halvorson JJ. Phosphorus mobility in a karst landscape under pasture grazing system. *Agronomie: Agri. & Environ.* 2003 November; 23(7): 593-600.
4. Anderson BH, Magdoff FR. Relative movement and soil fixation of soluble organic and inorganic phosphorus. *J. Environ. Qual.* 2005 Nov 7; 34(6): 2228-2233.
5. Chardon WJ, Oenema O, Castilho P. Del, Vriesema R, Japenga J, Blaauw D. Organic phosphorus in solution and leachates from soils treated with animal slurries. *J. Environ. Qual.* 1997 March-April; 26(2):372-378.
6. Dai XJ, Xian X, Liu SH, Dong XY, Shen RF, Zhao XQ. Comparison of nitrate and ammonium leaching of soil collected from different regions of China: A soil column experiment. *J. of Soil Science and Plant Nutrition*, 2023, 23:6059-6070.
7. 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.* 2001 March;17(1):12-20.
8. Dang Y, Yang JL, Zhao XR, Yang SH, Mulder J, Darsch P, et al. Nitrate leaching and N accumulation in a typical subtropical red soil with N fertilization. *Geoderma*, 2022;407, 115559. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115559>.
9. Djodjic, F, Borling K, Bergstrom L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *J. Environ. Quality.* 2004 March;33(2):678-684.

10. Eghball B, Binford GD, Baltensperger D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *J. Environ. Qual.* 1996 December;25(6):1339-1343.
11. Eveborn D, Gustafsson JP, Elmefors E, Yu L, Eriksson AK, Ljung E, et al. Phosphorus in soil treatment systems: accumulation and mobility. *Water Res.* 2014 Nov 1;64:42-52.
12. Fernandez-Sanjurjo MJ, Alvarez-Rodriguez E, Nunez-Delgado A, Fernandez-Marcos ML, Romar-Gasalla A. Nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium release from two compressed fertilizers: column experiments. *Solid Earth.* 2014 Dec 21;5(2):1351-1360.
13. Field JA, Reneau RB, Kroontje W. Effects of anaerobically digested poultry manure on soil phosphorus adsorption and extractability. *J. Environ. Qual.* 1985 January-March;14(1):105-107.
14. Frick H, Oberson A, Frossard E, Bunemann k. Leached nitrate under fertilized loamy soil originates mainly from mineralization of soil organic N. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2022;338203, 108093. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108093>.
15. Gebirim FDO, Novais RF, Silva RD, Schultais F, Vergutz L, Procopio LC, et al. Mobility of inorganic and organic phosphorus forms under different levels of phosphate and poultry litter fertilization in soils. *R. Bras. Ci. Solo.* 2010 July;34(4):1195-1205.
16. Giles C, Cade-Menun B, Liu C, Hill J. Rapid transport and transformation of phosphorus species during the leaching of poultry manure amended soil. *Geophysical Res. Abstracts.* 2015 Apri;17, EGU2015-15655.
17. Guppy CN, Menzies N, Moody PW. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. *Australian Journal of Soil Research.* 2005 January;43(2):189-202
18. Haynes RJ, Williams PH. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Adv. Agron.* 1993; 49:119-199.
19. Heckrath G, Brookes PC, Poulton RP, Goulding KWT. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* 1995 September 1;24(5):904-910.
20. Hedley MJ, Stewart JWB, Chauhan BS. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1982 September 1;46(5): 970-976.
21. Kashem MA, Akinremi OO, Racz GJ. Phosphorus fractions in soil amended with organic and inorganic phosphorus sources. *Cand. J. of Soil Sci.* 2004;84(1):83-90.
22. Leytem AB, Turner BL, Raboy V, Peierston KL. Linking manure properties to phosphorus solubility in calcareous soils: Importance of the manure carbon to phosphorus ratio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2005; 69:1516-1524.
23. Marschner H. Mineral nutrition of higher plants. London, UK: Academic Press. 1995.
24. MacDowell RW, Worth W, Carrick S. Evidence for the leaching of dissolved organic phosphorus to depth. *Science of the total Environment*, 2021, 755, Part 1-2021, 142392. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142392>.
25. Nakamura K, Harter T, Hirpno Y, Horino H, Mitsuno T. Assessment of root zone nitrogen leaching as affected by irrigation and nutrient management practices. *Vadose Zone J.* 2004 November;3(4):1353-1366.
26. Ojekanmi A, Ige D, Hao X, Akinermi O. Phosphorus mobility in a soil with long term manure application. *J. Agri. Science.* 2011 September;3(3):25-38.
27. Padilla FM, Gallardo M, Agugliara FM. Global trend in nitrate leaching research in the 1960-2017 period. *Science of the Total Environmental.* 2018; 643:400-413.
28. Rashmi I, Biswas AK, Shinogi KC, Kala S, Karthika KS, Prabha SP, et al. phosphorus movement and vertical distribution in four soil order of India: column leaching experiment. *J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 2017;6(4): 1919-1930.

29. Rupp H, Kalbitz K, Meissner R. Impact of land use changes in the Dromling fen area on nutrient fluxes to the ground water. In: J. Steenvoorden, F. Claessen and J. Williams (ed.). *Agricultural effects on ground and surface waters: Research at the Edge of Science and Society*, Wageningen. IAHS Press, Wallingford. 2002;pp. 261-265.
30. Ryan J, Astafan G, Alrasheed A. *Analysis of soil and plant: A laboratory Manual*, 2001, ICARDA, Syria. pp. 172.
31. SAS Institute SAS user's guide: Statistics. SAS Inst., Cary, NC. 1999.
32. Sims R, Haby VA. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 1971 August;112(2):137-141.
33. Sui Y, Thompson ML. Phosphorus sorption, desorption, and buffering capacity in a biosolids-amended mollisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2000 January;64(1):164-169.
34. Sun X, Bol R, Klumpp E, Li M. Organic phosphorus leaching risk from agricultural soils across China. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture.* 2022;9:35. <http://doi.org/10.1186/s40538-022-00302-6>.
35. Tarkalson D, Leytem A. Phosphorus mobility in soil column treated with dairy manures and commercial fertilizer. *Soil Science*, 2009 February;174(2):73-80.
36. TGL 24300/05 (1985). Aufnahme landwirtschaftlich genutzter standorte, Kornungsarten und Skelettgehalt. -6 S. Akad. Landw. -wiss. DDR, Berlin.
37. Toor GS, Condron LM, Di HJ, Cameron KC, Cade-menun BJ. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. *Soil Biology & Biochem.* 2003 October;35(10): 1317-1323.
38. USEPA. National water quality inventory, 1994 Report to Congress. USEPA rep.841-R-95-005. Office of Water, USEPA, Washington, DC.1995.
39. Wang H, Chen X , Chi G. Phosphorus leaching effects of organic and mineral fertilizers on a clay loam soil through in-situ soil columns. EGU General Assembly. 2021; online, 19-30 April 2021. EGU21-10712, <http://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-10712>, 2021.
40. Wang H, Zhang S, Peng C, Chi G, Chen X, Huang B, et al. Quantify phosphorus leaching loss from Mollisol with organic amendments. *Agronomy.* 2022;12, 2490.<http://doi.org/10.3390/agronomy12102.490>.
41. Wang L, Luo P, Guo X, Zhang M, Li H, Liu CF, and Wu J. Leaching of soil legacy nitrogen in intact soil columns and significance of soil macropore structure. *Science of the Total Environment*, 2024, 906: 167546. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167546>.
42. Whalen JK, Chang C, Clayton GW, Carefoot JP. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2000 May;64(3):962-966.
43. Yusran FH. Soil organic carbon losses: The Balance between respiration and leaching, and phosphorus mobility in lateritic soils. *J. Trop Soils.* 2010; 15:245-254.
44. Xiong ZQ, Huang TQ, Ma YC, Xing GX, Zhu ZL. Nitrate and ammonium leaching in variable- and permanent- charge paddy soils. *Pedosphere.* 2010 April;20(2):209-216.
45. Zhang Y, Zheng X, Ren X, Zhang J, Misselbrook T, Cardenas L, et al. Land use type affects nitrate production and consumption pathways in subtropical acidic soils. *Geoderma*, 2019; 337: 23-31. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09012>.

