

INDICE FLORISTIQUE D'ENGORGEMENT



Domaine d'application

toutes les zones humides

Fonction

hydrologique



Compétences :



Coût :

€/€/€€

Description et principes de l'indicateur

La présence d'une nappe d'eau dans le sol constitue une contrainte pour les végétaux, contrainte à laquelle les espèces sont plus ou moins tolérantes ou adaptées. Il est donc possible d'évaluer de manière simplifiée, sur une échelle ordinale, l'optimum de chaque espèce vis-à-vis du niveau moyen de la nappe : c'est sa valeur indicatrice. Les végétaux

peuvent donc être utilisés pour évaluer le niveau de la nappe à travers un indice, que nous appellerons indice de niveau d'engorgement. Celui-ci est calculé comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces présentes à l'échelle d'une placette, puis comme la médiane des valeurs des placettes à l'échelle de la zone humide.

FONDEMENTS SCIENTIFIQUES DE L'INDICATEUR

Beaucoup d'espèces végétales présentent une courbe de croissance en fonction du niveau moyen (annuel ou estival) de la nappe de type symétrique, unimodale ou, plus rarement, monotonique, compatible avec la définition d'une valeur optimale de développement (OKLAND, 1990 ; ELLENBERG, 1974). Cette optimum est appelé valeur indicatrice de l'espèce pour le niveau de nappe.

Des valeurs indicatrices sont disponibles pour certains pays ou ensembles biogéographiques : ELLENBERG *et al.* (1992) pour l'Europe centrale, LANDOLT *et al.* (2010) pour la Suisse, HILL *et al.* (2000) pour la Grande-Bretagne.

Pour le bassin Loire-Bretagne, la valeur indicatrice de l'espèce correspond à la moyenne des valeurs indicatrices des trois valeurs disponibles de Landolt (LANDOLT *et al.*, 2010), de Julve (adaptées pour la France métropolitaine) et d'Ellenberg (ces deux valeurs disponibles sur Baseflor : BOCK *et al.*, 2014) (annexe 2 I02 tableaux de correspondance des valeurs indicatrices). Cette valeur est arrondie à l'entier. La valeur indicatrice s'échelonne ainsi sur une gamme allant de 1 à 10 (espèces des milieux les plus secs vers les milieux les plus humides) à l'échelle du bassin.

Pour une placette donnée, nous calculons l'indice floristique d'engorgement H_e , qui correspond à la moyenne des valeurs indicatrices présentes, pondérées par le recouvrement des espèces sur

la placette, considérant que le recouvrement d'une espèce témoigne de sa vitalité.

$$H_e = \frac{\sum (rij * xi)}{\sum (rij)}$$

rij est l'abondance (ou recouvrement) de l'espèce i dans le relevé j

xi est la valeur indicatrice de l'espèce i

Il varie pour les habitats de zones humides, de 25 (habitats mésophiles) à 9 (habitats subaquatiques).

Cet indice peut également être calculé sans utiliser le recouvrement des espèces ; les valeurs obtenues sont alors plus ou moins différentes mais utilisables comme indicateurs de suivi (cf. fiche A02).

La bibliographie montre que l'ensemble des espèces présentes sur une placette (si les conditions écologiques sont à peu près homogènes) donne des indications sur l'engorgement plus précises qu'une ou quelques espèces (BRAUN-BLANQUET & JENNY, 1926, DIEKMANN, 2003).

La corrélation entre ces valeurs indicatrices moyennes et le niveau moyen de la nappe est très bien démontrée (PAUTOU, 1970 ; SHAFFERS & SIKORA, 2000 ; WITTE & VON ASMUTH, 2003 ; DIEKMANN, 2003). Les effets du drainage (TER BRAAK & WIERTZ, 1994) ou de la ré-hydratation (OOMES *et al.*, 1996) ont ainsi été suivis avec ce type d'indicateur.



DOMAINE D'APPLICATION DE L'INDICATEUR



L'indicateur est applicable à quasiment tous les types de zones humides, hormis certains milieux où l'engorgement des sols est trop fugace (mares temporaires) ou vraiment trop profond (milieux alluviaux fortement perturbés du point de vue des hauteurs de nappe). Dans ces cas, l'indicateur peut être calculé, mais en complément d'autres plus spécifiques.

Périodicité

Une périodicité des suivis de 5 ans semble raisonnable au vu des pratiques des réseaux d'observations plus ou moins semblables et déjà existants et de la vitesse d'évolution des milieux, notamment ouverts.

Dans le cadre de suivi de travaux, la périodicité préconisée est biannuelle et, si possible, poursuivie jusqu'à 10 ans. R+7 et R+10 permettant de confirmer la tendance. Il est préconisé de faire un état initial, avec 1 à 2 campagnes avant travaux.

Bibliographie

BOCK B & al., 2014. *Référentiel des trachéophytes de France métropolitaine* Ministère de l'Écologie / MNHN / FCBN / Tela Botanica. Tela Botanica. Version 2.01. Aussi dénommé Baseflor dans ce document, téléchargeable sur <http://www.tela-botanica.org/projets/1/telechargement/20503>

BRAUN-BLANQUET J. & JENNY H., 1926. *Vegetation-sentwicklung und Bodenbildung in der alpine Stufe der Zentralpen (Klimaxgebiet des Caricion curvulae)*. Denkschr. d. Schweiz Naturf. Ges., LWIII, Abt. 2

DIEKMANN M., 2003. *Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review*. *Basic and Applied Ecology* 4 : 493-506.

ELLENBERG H., 1974. *Zeigerwerte des Gefässpflanzen Mitteleuropas*. *Scripta Geobotanica* 9 : 1-97.

ELLENBERG H., WEBER H., DULL R., WIRTH H., WERNER W. & PAULISSEN D., 1992. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Ed 3. *Scripta Geobotanica* 18 : 1-258.

HILL M. O., MOUNTFORD J.O., ROY D.B., BUNCE R.G.H 1999. *Ellenberg's indicator values for British plants*. *ECOFAC* Vol.2, 46p.

LANDOLT E. et al., 2010. *Flora indicativa*. CJB Genève, Haupt, Berne, 376p.

OKLAND R. H., 1990. *Vegetation ecology : theory, methods and application with reference to Fennoscandia*. *Sommerfeltia Suppl.* 1 : 1-233.

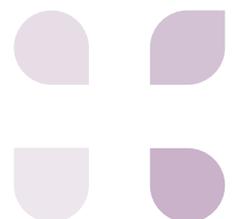
OOMES M.J.M, OLFF H. & ALTENA H. J., 1996. *Effect of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamic and vegetation change in a wet grassland*. *Journal of Applied Ecology* 33 : 576-588.

PAUTOU G., 1970. *Écologie des formations riveraines de la Basse Isère. Application à l'étude d'une nappe phréatique et de ses risques de pollution*. *Documents pour la Carte de la Végétation des Alpes VIII* : 73-114.

SCHAFFERS A. P. & SYKORA K. V., 2000. *Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction : a comparison with field measurements*. *Journal of Vegetation Science* 11 : 225-244.

TER BRAAK C.J.F. & WIERTZ J., 1994. *On the statistical analysis of vegetation change : a wetland affected by water extraction and soil acidification*. *Journal of Vegetation Science* 5 : 361-372.

WITTE J. P. M., & VON ASMUTH J. R., 2003. *Do we really need phytosociological classes to calibrate Ellenberg indicator values ?* *Journal of Vegetation Science* 14 : 615-618.



INDICE FLORISTIQUE D'ENGORGEMENT

Description et principes

L'indice de niveau d'engorgement du site est traduit par plusieurs valeurs et graphiques complémentaires permettant de résumer l'information et de conserver l'expression de la variabilité du site :

- la note moyenne de l'indice par placette à partir desquelles est établi la valeur médiane du site ;
- l'histogramme des valeurs diagnostiques de niveau d'engorgement des placettes.

Méthode de calcul

Pour le suivi d'un site dans le temps, il faut au préalable s'assurer que les calculs sont effectués sur les mêmes couples de placettes.

Pour les sites présentant des compartiments aquatiques, il est préconisé d'évaluer séparément ceux-ci des compartiments terrestres ou amphibies.

A l'échelle de la placette, la valeur diagnostique est calculée selon la procédure expliquée dans la fiche indicateur I02.

A l'échelle du site, deux paramètres sont évalués :

- **La tendance globale** calculée par la médiane des valeurs diagnostiques des placettes ;

- **La variabilité**, sous la forme d'un histogramme des valeurs diagnostiques des placettes (figures 1 et 2) ; on compte le nombre de placettes ayant une valeur diagnostique comprise entre la borne inférieure et supérieure d'une classe. Dans l'exemple 1 (figure 1), les prairies de la Baumette (Maine-et-Loire) présentent un indice d'engorgement de 6,23 avec 28 placettes ayant une valeur d'humidité comprise entre 5,5 et 6,49. Dans le cas suivant (figure 2), le Marais de Clussais-La-Pommaire (Deux-Sèvres) montre un indice d'engorgement de 6,48 avec 15 placettes ayant une valeur d'humidité comprise entre 5,5 et 6,99.

Figure 1 : valeur diagnostique d'engorgement des placettes de type SDAGE 6 en 2017.

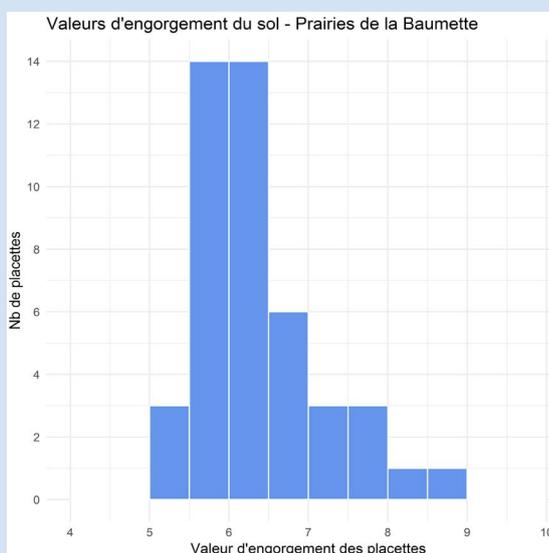
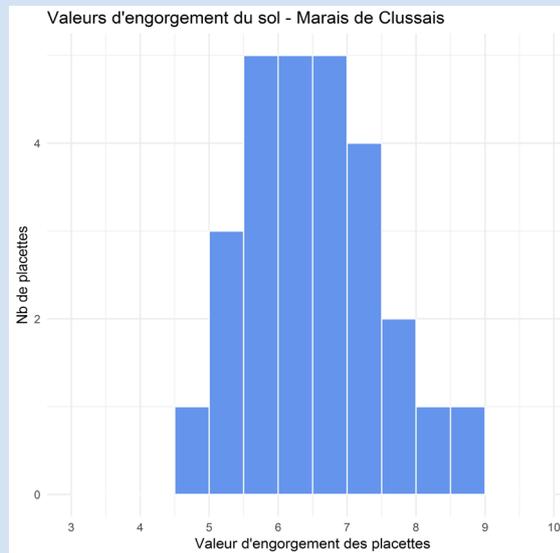


Figure 2 : valeur diagnostique de niveau d'engorgement des placettes de type SDAGE 10 en 2017



Clés d'interprétation de la note indicatrice

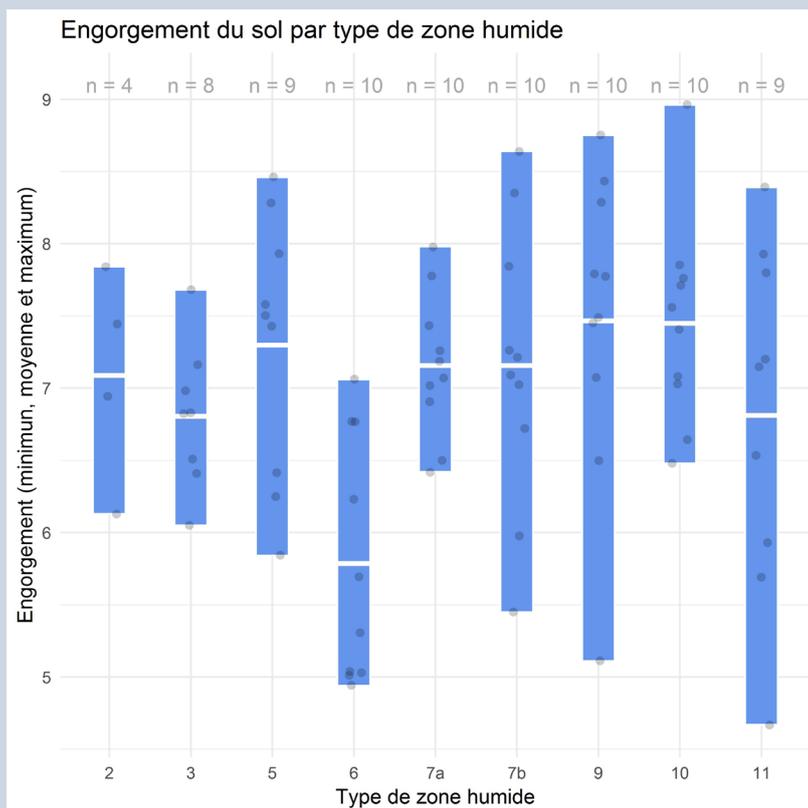
Un examen préalable de l'histogramme des valeurs diagnostiques d'engorgement, permet de déterminer si ces distributions sont symétriques ou au moins unimodales aux deux dates à comparer. Si tel est le cas, un test statistique d'évolution de la tendance centrale (médiane) peut être mis en oeuvre. Dans le cas contraire (notamment répartition bimodale à une des deux dates), l'évaluation sera basée sur le calcul d'un indice semi-statistique d'évolution et sur la comparaison de l'écart observé entre les deux dates (cf. annexe 2 A02 A06).

La valeur de l'indice est corrélée positivement avec le niveau moyen annuel ou estival de la nappe : plus sa valeur est élevée, plus le niveau moyen de la nappe est proche de la surface. La gamme de valeur varie de 1 à 10 en théorie. Sur les sites test de 2017, les valeurs médianes pour les milieux humides varient de 4,67 (zones humides du type Grandes Vallées – type 6) à 8,96 (tourbière de plaine et bordures de

plan d'eau – type 10 et 9).

A l'échelle des sites test réalisés en 2017 sur le bassin de la Loire, les valeurs minimales, moyennes et maximales observées par type de milieu humide sont représentées à la figure 3. Cette dernière est un exemple d'amplitude des valeurs observées et mesurées sur les sites test en 2017. Cela ne constitue pas une échelle comparative de valeurs.

Figure 3 : exemples d'amplitudes des valeurs observées sur les sites test en 2017.



La **significativité de l'écart observé entre deux dates** peut être analysée de trois manières (voir exemple A02 de la boîte à outils RhoMéO) :

- En comparant l'écart observé avec l'erreur moyenne à l'échelle d'un site (due à de mauvaises re-localisations des placettes, des décalages phénologiques, des erreurs de déterminations...). L'erreur moyenne pour le niveau d'engorgement a été estimée à 0,3 en présence/absence et 0,4 ou avec prise en compte du recouvrement des espèces. Ces valeurs sont applicables pour tous les types de zones humides. Pour être significatif, l'écart observé doit être supérieur à l'erreur moyenne, donc supérieur à 0,3 ou 0,4 selon le mode de calcul choisi ;
- En calculant l'écart global entre les occurrences observées et attendues comme si ces occurrences étaient indépendantes des années. Il s'agit d'une mesure semi-statistique, le coefficient V de Cramer (Annexe 2 A02 A06 pour un exemple détaillé des calculs) ; pour être "significatif", ce coefficient (qui varie de 0 à 1) doit être au moins supérieur à 0,1 ;

- En comparant statistiquement les valeurs des placettes avec le test non paramétrique des rangs signés de Wilcoxon. Pour être significatif, la statistique du test doit être inférieure à des valeurs seuils données dans des tables spéciales mais facilement disponibles (Annexe 2 pour le détail des calculs et l'obtention des tables A02 A06).

La mécanique des calculs est expliquée dans des manuels statistiques comme DAGNELIE (2011), SOKAL & ROHLF (2012), SPRENT (1993) ou TOMASSONE *et al.* (1993), ou enfin dans les cours de statistiques de l'Université de Lyon de RAKOTOMALALA (2008, 2011).

Pour chaque site, l'évolution à deux dates peut donc être évaluée de trois manières. L'évolution d'un site, que ce soit positivement ou négativement, est considérée probante si au moins deux de ces trois procédures débouchent sur des résultats significatifs.

Afin d'avoir un exemple de comparaison entre date se reporter à la BAOZH RhoMéo A02 p 94 exemple d'application.

Bibliographie

Collectif RhoMéo, 2014 BAOZH Rhoméo

DAGNELIE P., 2011. *Statistique theorique et appliquee. Tome 2. Inference statistique a une et a deux dimensions.* De Boeck (ed.), Bruxelles, 736 p.

RAKOTOMALALA R., 2008. *Comparaisons de populations. Test, non parametriques. Version 1,* telechargeable a l'adresse suivante : http://www.academia.edu/24661896/Comparaison_de_populations_Tests_non_parametriques_Universite_Lumiere_Lyon_2

RAKOTOMALALA R., 2011. *Etude des dependances - Variables qualitatives. Tableau de contingence et mesures d'association. Version 2,* telechargeable a l'adresse suivante : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Dependance_Variables_Qualitatives.pdf

SOKAL, R.R. & ROHLF F.J., 2012. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* 4th edition, W. H. Freeman and Co. (eds.), New York. 937 p.

SPRENT P., 1993. *Statistiques non parametriques.* INRA (ed.), Paris, 294 p.

TOMASSONE R., DERVIN C, MASSON J P.1993. *Biometrie. Modelisation de phenomenes biologiques.*



Tableau des correspondances des valeurs indicatrices pour l'humidité édaphique (CBNBP)

Valeur transformée pour LigéO	Valeur brute BASEFLOR	Signification BASEFLOR 2014	Valeur brute FLORA INDICATIVA	Signification FLORA INDICATIVA 2010
1	1	hyperxérophiles (sclérophylles, ligneuses microphylles, réviscentes)	1	des milieux très secs
2	2	perxérophiles (caulocrassulescentes subaphylles, coussinets)	1,5	des milieux secs
3	3	xérophiles (velues, aiguillonnées, cuticule épaisse)	2	des milieux assez secs
4	4	mésoxérophiles	2,5	des milieux frais
5	5	mésohydriques	3	des milieux assez humides
6	6	mésohygrophiles	3,5	des milieux humides
7	7	hygrophiles (courtement inondables, en semaines)	4	des milieux très humides
8	8	hydrophiles (longuement inondables, en mois)	4,5	des milieux inondés une partie de l'année
9	9	amphibies saisonnières (hélrophytes exondés une partie minoritaire de l'année)	5	milieux inondés (dont submergés)
10	10	amphibies permanentes (hélrophytes semi-émergés à base toujours noyée)	5u	pour les plantes à organes submergés hors fleurs et fruits
10	11	aquatiques superficielles (0-50cm)	5v	pour les plantes à feuilles flottant à la surface de l'eau
10	12	aquatiques profondes (1-3m)		

MONTICOLO J., BESLIN O. (CBNBP), LACROIX P. (CBNB), ANTONNETTI P. (CBNMC), 2017. LigéO _ Référentiel taxonomique de la flore et valeurs indicatrices pour l'étude des zones humides du bassin de la Loire _ Table et notice V2. CBNBP/MNHN, CBNB, CBNMC, CEN Centre-Val de Loire. Tableau et notice flore 13 p.



Calcul du coefficient V de Cramer

(source : BAO RhoMéo)



La question posée : les occurrences des valeurs d'indice suivent-elles une distribution identique entre l'année 1 et l'année n du suivi ? Autrement dit, y a-t-il un lien (ou dépendance) entre les valeurs des indices et les années ?

Pour cela, on doit comparer nos données à un jeu de données simple à calculer et qui représente le nombre d'occurrences d'espèces ayant une valeur indicatrice en cas de distribution identique entre les deux années : c'est le jeu de données attendu s'il n'y avait aucune différence de distribution. Dans le cas attendu, les occurrences ne dépendent que de la fréquence relative de la valeur indicatrice et du nombre d'observations de l'année concernée (pour la méthode précise de calcul, voir les exemples ci-dessous).

On calcule ensuite l'écart global (appelé Khi deux) entre les occurrences observées et les occurrences attendues comme :

$$\text{Khi deux} = \left(\sum (\text{occurrences observées})^2 / \text{occurrences attendues} \right) - \text{effectif total}$$

Plus la valeur est élevée, plus l'écart entre valeurs attendues et observées est fort, et donc, plus les occurrences des valeurs indicatrices sont différentes entre les années. En théorie, cette valeur suit une loi du Khi deux et on peut tester statistiquement si la valeur observée est compatible avec l'hypothèse d'indépendance entre les valeurs et les années. Mais, comme les placettes sont appariées et que les individus statistiques ne sont pas clairement définis, le test statistique n'est pas applicable. Un coefficient normalisé (qui ne dépend pas du nombre de catégories ni de l'effectif total) dérivé de la valeur du Khi deux, appelé **coefficient V de Cramer**, est donc calculé pour évaluer le niveau d'association entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années. Il vaut 0 si les effectifs sont égaux (ou proportionnels) et tend d'autant vers 1 que les occurrences sont dissemblables entre les années. Empiriquement, on qualifie le niveau d'association entre années et occurrences de :

association forte	si V > 0.5
association modérée	si V compris entre 0.3 et 0.5
association faible	si V compris entre 0.1 et 0.3
pas d'association	si V < 0.1

Attention, les valeurs fortes indiquent une association, c'est-à-dire une dépendance, entre années et valeurs indicatrices, et non pas entre années. Autrement dit, plus l'association est forte, moins la « corrélation » entre années est bonne, c'est-à-dire que la répartition relative des occurrences de valeurs indicatrices est très différente et l'évolution du site significative.



Calcul du coefficient V de Cramer

(source : BAO RhoMéo)

*Application au niveau d'engorgement**Exemple issu de la BAOZH RhoMéo : site des Mièges (74).*

Les données disponibles pour 2010 sont les données réelles, celles pour 2015 ont été obtenues en simulant une diminution globale de 10%. Pour calculer le nombre d'occurrences attendues en 2010 pour la valeur indicatrice 5, on procède ainsi :

- ✓ on a 41 occurrences de la valeur 5 toutes années confondues et 293 observations en 2010, pour un effectif total cumulé sur les deux années de 564 observations ;
- ✓ le nombre d'occurrences attendu en cas d'indépendance est donc de $41 \times 293 / 564 = 21.3$

Lorsque les effectifs attendus d'une valeur indicatrice sont inférieurs à 5, il est préférable de regrouper des valeurs indicatrices en sommant les effectifs.

Valeur indicatrice	Occurrences 2010 observées	Occurrences 2015 observées	Totaux occurrences observées	Occurrences 2010 attendues	Occurrences 2015 attendues
3 et 4	14	20	34	17.66	16.34
5	16	25	41	21.30	19.70
6	41	55	96	49.87	46.13
7	107	85	192	99.74	92.26
8	82	71	153	79.48	73.52
9	33	15	48	24.94	23.06
Totaux	293	271	564	293	271

$$\text{Khi deux} = (((14^2)/17.66) + ((16^2)/21.3) + \dots + ((33^2)/24.94) + ((20^2)/16.34) + \dots + ((15^2)/23.06)) - 564 = 14.30$$

On calcule le V de Cramer comme :

$$V = \sqrt{ [(\text{Khi deux}) / ((\text{effectif total}) * (\text{minimum (ligne-1 ; colonnes-1))))] }$$

Soit avec 6 lignes et 2 colonnes (minimum = 2 donc, minimum-1 = 1)

$$V = \sqrt{ (14.3 / 564) } = 0.159$$

Il existe une liaison entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années, c'est-à-dire que les occurrences ne sont pas réparties de manière identique entre les deux années, mais cette liaison est faible.



Mise en œuvre du test des rangs signés de Wilcoxon

(source : BAO RhoMéO)



La question posée : existe-t-il une différence de distribution des valeurs de fertilité entre les deux dates de suivi ? Autrement dit, observe-t-on des valeurs inférieures ou supérieures de fertilité (on parle de test bilatéral car il ne préjuge ni de l'un ni de l'autre) à une date donnée par rapport à l'autre ou, au contraire, ces valeurs sont-elles homogènes ? Il s'agit donc surtout d'un test de tendance centrale.

Pour cela, on utilise le test des rangs signés de WILCOXON. Il est fondé non sur les valeurs mais sur leurs rangs, ce qui permet de s'affranchir des problèmes de non normalité et de non symétrie et est surtout peu sensible aux données extrêmes, tout en étant suffisamment puissant (efficacité d'environ 95 % par rapport au test t de Student et supérieure à 100% pour des distributions non normales, asymétriques ou assez fortement étalées). Ce test suppose que les placettes sont suffisamment bien re-localisées pour pouvoir considérer les couples de placettes comme appariées (non indépendantes).

Soit n le nombre de placettes pour lesquelles on a des relevés pour les deux années. On calcule l'écart observé entre la première date et la seconde, puis on classe ces écarts de la plus petite valeur vers la plus grande, sans tenir compte du signe, et on leur attribue le rang correspondant. Si deux placettes ont la même valeur, elles sont exclues du calcul et on réduit l'effectif de 1.

Pour les écarts, si on a des ex-aequo, on leur attribue le rang moyen.

On calcule ensuite la somme des rangs des écarts positifs d'une part, et celle de la somme des rangs des écarts négatifs d'autre part. Si les deux distributions sont identiques ou voisines, ces sommes sont proches de $n(n+1)/4$, soit 105 dans les exemples ci-dessous (où $n = 20$), et plus l'une ou l'autre des sommes est différente de cette valeur attendue, plus l'écart observé sera significatif. Des valeurs critiques sont disponibles sur :

<http://www.cons-dev.org/elearning/stat/Tables/Tab5.html>,

Lorsque les effectifs sont suffisants (au moins 25 placettes par date), une approximation normale est applicable.



Mise en œuvre du test des rangs signés de Wilcoxon

(source : BAO RhoMéo)

Application à l'indice de niveau d'engorgement

Exemple : site des Mièges (74) ; les données disponibles pour 2010 sont les données réelles, celles pour 2015 ont été obtenues en simulant une diminution globale de 10%.

Placette	Valeur 2010	Valeur 2015	Ecart	Ecart absolu	Rang «+»	Rang «-»
1	7.038	6.622	0.416	0.416	7	
2	7.179	6.530	0.649	0.649	11	
3	7.038	7.131	-0.093	0.093		4
4	7.125	6.444	0.681	0.681	12	
5	7.154	6.541	0.613	0.613	9	
6	8.333	7.279	1.054	1.054	16	
7	5.821	5.331	0.490	0.490	8	
8	7.273	6.235	1.038	1.038	15	
9	7.750	7.456	0.295	0.295	5	
10	7.333	7.355	-0.022	0.022		1.5
11	7.348	7.350	-0.002	0.002		1.5
12	7.550	7.521	0.029	0.029	3	
13	7.154	6.540	0.614	0.614	10	
14	7.125	6.333	0.792	0.792	14	
15	7.750	7.022	0.728	0.728	13	
16	7.778	6.555	1.223	1.223	19	
17	7.800	6.702	1.098	1.098	17	
18	7.857	6.666	1.191	1.191	18	
19	7.867	6.542	1.325	1.325	20	
20	6.258	5.855	0.403	0.403	6	

Dans notre cas, les sommes des rangs positifs et négatifs sont égales à 203.0 et 7.0 respectivement. Pour un test bilatéral et avec un effectif de 20, les valeurs limites sont de 52 et 37 pour un risque de 5% et 1% respectivement. Comme la plus petite des sommes (7 pour les rangs négatifs) est inférieure aux valeurs critiques, on rejette l'hypothèse d'égalité des distributions tant au niveau de 5% qu'à celui de 1%.