



Monitoring de la biodiversité urbaine
par l'établissement d'un bilan évolutif
du capital naturel existant dans les projets

Guy BERTHOUD

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION / *PUBLICATION DIRECTOR*: Gilles Bloch,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF*: Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTE DE RÉDACTION / *ASSISTANT EDITOR*: Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / *PAGE LAYOUT*: Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD*:

Luc Abbadie (UPMC, Paris)
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colémbert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Patrick De Wever (MNHN, Paris)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Romain Garrouste (MNHN, Paris)
Grégoire Gautier (DRAAF Occitanie, Toulouse)
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent-sur-Vernisson)
Patrick Haffner (PatriNat, Paris)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)
Isabelle Le Viol (MNHN, Concarneau)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Hauts-de-France, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Olivereau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (PatriNat, Paris)
Nicolas Poulet (OFB, Vincennes)
Jean-Philippe Siblet (PatriNat, Paris)
Laurent Tillon (ONF, Paris)
Julien Touroult (PatriNat, Paris)

COUVERTURE / *COVER*:

Y-Parc, Yverdon-les-Bains (Suisse). Crédit photo: G. Berthoud.

Naturae est une revue en flux continu publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris
Naturae is a fast track journal published by the Museum Science Press, Paris

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi / *The Museum Science Press* also publish:
Adansonia, *Zoosystema*, *Anthropozoologica*, *European Journal of Taxonomy*, *Geodiversitas*, *Cryptogamie* sous-sections *Algologie*, *Bryologie*, *Mycologie*,
Comptes Rendus Palevol.

Diffusion – Publications scientifiques Muséum national d'Histoire naturelle
CP 41 – 57 rue Cuvier F-75231 Paris cedex 05 (France)
Tél.: 33 (0)1 40 79 48 05 / Fax: 33 (0)1 40 79 38 40
diff.pub@mnhn.fr / <https://sciencepress.mnhn.fr>

© Cet article est sous licence Creative Commons Attribution 4.0 International License. (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)
ISSN (électronique / electronic) : 2553-8756

Monitorage de la biodiversité urbaine par l'établissement d'un bilan évolutif du capital naturel existant dans les projets

Guy BERTHOUD

ECONAT-Concept,
7, Rue du Montélaz , CH-1400 Yverdon-les-Bains (Suisse)
guy.berthoud@bluewin.ch

Soumis le 29 janvier 2023 | Accepté le 14 février 2024 | Publié le 13 novembre 2024

Berthoud G. 2024. — Monitorage de la biodiversité urbaine par l'établissement d'un bilan évolutif du capital naturel existant dans les projets. *Naturae* 2024 (16): 331-367. <https://doi.org/10.5852/naturae2024a16>

RÉSUMÉ

Avec le constat général de disparition massive et récente de la biodiversité causée essentiellement par les activités humaines de transformation et d'exploitation des écosystèmes naturels terrestres et aquatiques, l'établissement d'un concept général de restauration des écosystèmes devient incontournable à l'échelle planétaire. Les publications proposant des stratégies d'approche écosystémique visant la restauration de la biodiversité dans tous les milieux exploités par l'homme se multiplient mais utilisent le plus souvent des visions fortement anthropocentriques des services écosystémiques de la nature. Avec le besoin de nature en ville, reconnu depuis une bonne dizaine d'années, les projets de villes vertes se multiplient et incitent de nombreux promoteurs à suivre des concepts de labellisation écologique. Ils y sont notamment encouragés par la nouvelle loi Climat et Résilience (2021) et l'application de l'objectif Zéro Artificialisation Nette (ZAN) qui prévoit la restauration des écosystèmes dégradés en milieux urbains. La modélisation spatiale des constructions et des aménagements extérieurs d'un projet est possible en s'appuyant sur l'analyse du potentiel écologique développé par chaque élément du site du projet. Il en résulte une méthodologie de travail qui établit des règles d'analyse et d'évaluation des apports écologiques possibles dans les multiples situations qui se présentent dans les projets de construction. Cette modélisation pondérée permet le suivi évolutif de la valeur écologique des étapes de construction et de gestion à long terme des espaces naturels urbains. Au-delà des aspects de biophilie et de savoir-faire des constructeurs attestés par des labels, elle atteste surtout de l'importance réelle de la contribution écologique d'un projet à l'environnement urbain.

MOTS CLÉS

Approche écosystémique
du paysage,
réseau écologique,
infrastructure
écosystémique,
capital naturel d'un site,
labellisation d'une
construction urbaine.

ABSTRACT

Monitoring urban biodiversity by establishing an assessment of existing natural capital.

With the general observation of massive and recent disappearance of biodiversity caused essentially by human activities of transformation and exploitation of natural terrestrial and aquatic ecosystems, the establishment of a general concept of ecosystem restoration becomes essential at the scale planetary. Publications proposing ecosystem approach strategies aimed at restoring biodiversity in all environments exploited by man are multiplying but most often use strongly anthropocentric visions of nature's ecosystem services. With the need for nature in the city, recognized for a good ten years, green city projects are multiplying and encouraging many developers to follow ecological labeling concepts. They are particularly encouraged to do so in France by the new Climate and Resilience law (2021) and the application of the Zero Net Artificialization (ZAN) objective which provides for the restoration of degraded ecosystems in urban environments, respecting in particular the "Avoid – Reduce – Compensate" sequence as provided for by the impact study procedure. The environmental modelling of the buildings and exterior fittings of a project is possible based on the analysis of the

KEY WORDS
Ecosystem approach
to landscape,
ecological network,
ecosystem infrastructure,
natural capital of a site,
labeling of an urban
construction.

ecological potential developed successively by each element and then by the entire project site. Thus, in each development project, the share of «Natural Capital» resulting from the integration of known environmental constraints and ecological developments implemented by the project is evaluated. The result is a working methodology which establishes rules for analyzing and evaluating in stages the possible ecological contributions in the multiple situations that arise during the development of construction projects. This modeling of the overall ecological efficiency of a site, based on the factorial weighting of Quality, Capacity and Functions, allows the evolutionary monitoring of the ecological value obtained by the stages of construction and long-term management of the urban natural spaces. Beyond the aspects of biophilia and the know-how of the builders attested by labels, it above all attests to the quantified importance of the contribution of a project to the natural capital of the urban environment concerned.

INTRODUCTION

Le constat récent de l'effondrement de la biodiversité mondiale a conduit à une multiplication de rapports d'experts et de propositions de méthodes de gestion des espaces naturels et transformés. Les publications traitant de la nature en ville sont également nombreuses mais relativement plus récentes. Elles abordent plusieurs thèmes représentatifs de l'évolution du savoir faire des planificateurs et de la recherche scientifique.

La Convention sur la Diversité biologique (CDB) a défini les lignes directrices de l'approche écosystémique des projets (CDB 2004) en relation avec la mise en réseaux des habitats naturels dans les milieux transformés. Elle distingue schématiquement trois niveaux de transformation des écosystèmes :

- les écosystèmes homogènes (biomes) transformés uniquement en fonction de la variabilité des contraintes orographiques, pédologiques et climatiques ;
- les écosystèmes hétérogènes transformés en mosaïques d'habitats par le développement d'exploitations biologiques (surpâturage des herbivores) ou anthropiques (agriculture) ;
- les écosystèmes résiduels, largement transformés ou détruits par des activités ou des aménagements, réduisant fortement le maintien de biocénoses naturelles permanentes.

Dans le rapport pour l'Union européenne, Jongman *et al.* (2004) ont analysé l'évolution des concepts des réseaux écologiques et des voies vertes en tant qu'outils de planification environnementale efficaces adoptés progressivement par de nombreux pays européens et anglophones. Les auteurs concluent que les réseaux de voies vertes écologiques ont un important potentiel écologique et social pour accroître la coordination de la gestion des paysages et de la biodiversité par-delà les frontières humaines et administratives.

À partir de 2010, la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la Biodiversité et les Services écosystémiques (IPBES, <http://www.ipbes.net/fr>, dernière consultation le 10 septembre 2024) a reconnu que pour faire face à la baisse sans précédent de la biodiversité mondiale au cours des dernières décennies, il est devenu de plus en plus évident que les synergies entre les systèmes de connaissance doivent être clairement identifiées, en vue de fournir aux décideurs et aux praticiens de la science,

les meilleures connaissances disponibles pour décider des mesures indispensables et urgentes qui doivent être prises pour diminuer les dégradations rapides et générales de l'environnement qui empêchent aussi bien le maintien durable de la biodiversité que la résilience des écosystèmes confrontés à un changement globale de notre biosphère. Depuis cette date l'IPBES est chargé de la mise en œuvre d'un programme de travail pour la période allant jusqu'en 2030, visant à définir les fondements du « Cadre sur l'avenir de la nature (Cadre) ». Il propose plusieurs groupes de scénarios conceptuels possibles :

- les concepts « Nature pour elle-même » qui utilisent les connaissances scientifiques acquises sur la biodiversité et les écosystèmes pour définir la valeur intrinsèque du monde naturel que sont la diversité des espèces, des habitats, des écosystèmes et des processus de la biosphère ;
- les concepts « Nature au service de la société » (Diaz *et al.* 2018) qui mettent l'accent sur les contextes culturels qui imprègnent toutes les relations entre les populations et la nature ;
- les concepts « Nature en tant que qu'éléments de culture » qui mesurent la nature en tant que ressources exploitables à gérer.

Le Cadre 2016 a reconnu qu'il existait encore des lacunes dans les processus de modélisation actuels d'outils englobant complètement l'ensemble des visions visant à définir le cadre sur l'avenir de la nature dans le monde.

Dans le programme de travail du Cadre 2030, l'IPBES (Brondizio *et al.* 2019 ; Balvernera *et al.* 2022) analyse en détail les différents concepts de valeur proposés aux niveaux politique, économique et scientifique. Il constate que parmi plus de 50 méthodes et approches d'évaluation de la nature disponibles, il y a un manque d'uniformité mais surtout il subsiste des lacunes spécifiques importantes dans les connaissances, ce qui limite la quantité et la qualité des preuves qui seraient nécessaires pour favoriser des prises de décisions transformatrices qui soutiendraient efficacement la restauration de la biodiversité.

La rédaction prévue par l'IPBES d'un « Cadre sur l'avenir de la nature » doit fournir un outil souple pour faciliter l'élaboration de scénarios et de modèles d'avenir souhaitables pour la population, la nature et la terre nourricière.

NOTION DE RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

Le principe initial de création des corridors de connexions écologiques pour relier l'ensemble des réservoirs de biodiversité remarquable afin de créer le réseau écologique paneuropéen (Bennett 1991, 1998) a été rapidement repris et complété par un système plus complexe de sous-trames spécialisées qui se développent et interagissent dans tous paysages transformés par les activités humaines. Les publications successives du réseau écologique départemental en Isère (ECONAT 2001), du réseau national en Suisse (Berthoud *et al.* 2004), de la Trame verte et bleue en France à partir de 2007, puis du principe de développement des réseaux hiérarchisés dans les espaces protégés alpins (Berthoud 2010), ont visé à établir une description détaillée de la structuration des réseaux écologiques présents dans un paysage. Ce modèle de réseaux spatiaux anastomosés a permis de mieux définir les principes du fonctionnement écologique des écosystèmes dans les paysages transformés.

La promotion des zones réservoirs de biodiversité reliés par des corridors biologiques est devenue rapidement une priorité dans de nombreux pays européens. Ainsi, selon Doerr *et al.* (2011), les infrastructures vertes jouent un rôle important dans l'atténuation des effets climatiques et des modifications paysagères liées aux activités humaines. D'où l'importance d'inclure la notion de réseaux d'habitats à reconstituer dans les milieux urbains en constante évolution. Selon ces auteurs, la notion de services écologiques est complémentaire à la notion de milieux naturels sous forme de réseaux écologiques, mais concerne essentiellement l'argumentation utile pour soutenir la conservation de réseaux écologiques et surtout pour encourager leur restauration. En complément, les réseaux écologiques denses et fonctionnels permettent d'accroître la résilience des écosystèmes confrontés aux changements climatiques.

Dans son analyse de la littérature concernant des effets du changement climatique sur les réseaux écologiques, Sordello *et al.* (2011) constatent notamment que le modèle de niches, qui sert habituellement de référence aux mécanismes de transformation des espaces naturels, s'appuie certes sur les paramètres majeurs tels que les aires de répartition des espèces, les conditions environnementales et les processus écologiques, mais aussi le fait que les processus écosystémiques tels que les interactions spécifiques et les mécanismes de dispersion sont généralement ignorés. Le plus souvent, les publications récentes se contentent de décrire les structures spatiales de chaque trame sans faire de bilan réel du potentiel écologique développé dans un paysage.

STRATÉGIE DE RESTAURATION DU CAPITAL NATUREL

La stratégie récente de restauration de la biodiversité (ONU 2022), présentée à la 15^e Conférence des Parties (COP15) de Montréal, vise essentiellement à contrôler l'extension non contrôlée des milieux transformés, à renforcer la protection des habitats réservoir et à reconstituer les réseaux écologiques qui permettent la survie de la biodiversité.

La notion de capital naturel dans le cadre d'une approche écosystémique du paysage a été présentée lors de la conférence des Nations unies pour le développement durable (Rio + 20) en juin 2012. Elle résultait très logiquement du constat de

la diminution rapide et généralisée de la biodiversité, générée notamment par la dégradation des écosystèmes due aux activités humaines et par les modifications climatiques qui en résultent.

Ce n'est pourtant qu'à partir de 2021 que la Commission des statistiques des Nations unies a décidé de prendre en compte la nature au même titre que les actifs économiques de l'environnement. La nouvelle norme SEEA-EA (System of Environmental Economic Accounting – Ecosystem Accounting) vise à terme à intégrer les améliorations du capital naturel associé à une meilleure gestion des différents écosystèmes, tels que les forêts ou les zones humides, à la comptabilité économique de l'environnement. Toutefois le problème est de savoir si ces évaluations intégrées du développement constituent de réels progrès pour l'ensemble des écosystèmes terrestres et marins constituant la biosphère.

De nombreux pays ont réagi rapidement à la proposition de gestion du capital naturel en établissant des règles de développement orientées vers une approche écosystémique du paysage telles que l'identification des réseaux écologiques, l'augmentation des habitats naturels protégés et la protection de nouvelles espèces menacées de disparition.

La thématique de l'interaction des différents réseaux écologiques a également été abordée à plusieurs reprises.

Selon Beaumont & Duursma (2012), la conservation de la biodiversité passe par l'analyse de l'ensemble du réseau considéré. Ils démontrent que l'efficacité des aires protégées n'est pas liée uniquement à ce qui se passe en leur sein mais dépend largement aussi de la matrice environnante. Ils concluent que l'approche globale considérant aussi bien les zones protégées, les zones tampons, les corridors et l'ensemble des facteurs de résilience et d'atténuation est indispensable pour obtenir un bilan.

Le Plan biodiversité 2011 de la ville de Paris a développé plusieurs sujets traitant des synergies entre la fragmentation spatiale, le maintien de la biodiversité et le changement climatique. Il souligne notamment la nécessité de conserver et de renforcer les corridors écologiques et de créer un maillage vert. Le questionnement sur les possibilités de translocation par colonisation assistée (cas de nombreux projets de corridors verts) doit être considéré avant tout comme un acte de justification de la restauration de réseaux écologiques dégradés mais pas comme un paramètre d'efficacité réelle d'un programme.

L'Office national de l'Eau et des Milieux aquatiques (ONEMA 2013) insiste sur la nécessité de développer les approches multifactorielles en croisant les différentes pressions telles que pollutions, espèces exotiques envahissantes, changement d'occupation du sol, fragmentation de l'habitat et surexploitation, qui s'exercent sur la biodiversité aux côtés du changement climatique et qui forment les changements globaux.

Dans son rapport, l'Union internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) souligne l'importance de la connectivité entre les zones protégées (Cohen-Shacham *et al.* 2016) afin de trouver des solutions globales à la perte constante de biodiversité à l'échelle mondiale en exploitant des solutions globales basées sur le fonctionnement naturel du paysage. Dans un autre guide de l'UICN, Hilty *et al.* (2020) traitent

des meilleures pratiques de conservation de la connectivité par le biais de réseaux et de corridors écologiques afin de favoriser le développement des capacités écologiques de la planète.

Dans la publication *Urbanisme et biodiversité* (Clergeau *et al.* 2021), les auteurs soulignent l'urgence d'un changement de paradigme en insistant sur la nécessité de privilégier un fonctionnement circulaire de régénération du système urbain afin que l'urbanisme écologique soit durable et résilient, processus dans lequel l'anthropocentrisme traditionnel passe progressivement à un écocentrisme pluridisciplinaire et adaptatif. Selon ces auteurs, les actions pour favoriser la biodiversité urbaine imposeraient non seulement de privilégier un choix d'espèces locales ou tout au moins un habitat favorable à leur installation spontanée, mais aussi de prendre en compte les territoires environnant la ville et la qualité des connexions entre la ville et la campagne. Quoiqu'il en soit, la ville verte ne sauvera pas à elle seule la biodiversité, car la biodiversité urbaine ne sera jamais aussi fonctionnelle que la naturelle. Toutefois elle peut participer indirectement à la conservation générale des espèces et des écosystèmes en créant des espaces de nature marginaux pour une biodiversité ordinaire.

La Banque mondiale a publié récemment un rapport détaillé sur la biodiversité urbaine *Urban Nature and Biodiversity for Cities* (Guerry *et al.* 2021). Les auteurs analysent l'ensemble des connaissances concernant la présence d'une certaine biodiversité urbaine, ainsi que la définition des services écosystémiques contribuant au bien-être de la société. Ils constatent notamment que l'accent est mis sur les services écosystémiques mesurables mais que les autres aspects de la biodiversité restent sous-évalués par manque de références. Ils constatent que le renforcement de la nature en ville suit deux tendances complémentaires : la vision de la création d'espaces verts répondant essentiellement au besoin de rendre le milieu urbain plus agréable aux habitants et la nécessité de renforcer la verdure pour lutter contre le réchauffement climatique.

La question est maintenant de savoir si ces options de « villes vertes » contribuent réellement au maintien de la biodiversité.

VILLES VERTES INTÉGRANT LA BIODIVERSITÉ

La publication *Renaturer les villes* (Deboeuf De Los Rios *et al.* 2022) établit un bilan de la nécessité à développer un urbanisme écologique en décrivant les étapes indispensables que devraient respecter tous les projets de constructions urbaines soumis au nouvel objectif « zéro artificialisation nette » (ZAN) tel que prévu par le Plan biodiversité du 4 juillet 2018. L'auteur rappelle les étapes logiques de la vie d'un aménagement écologique :

- le diagnostic écologique établi par une étude d'impact ;
- la limitation des impacts du chantier ;
- la préservation maximale des sols et de la pleine terre ;
- la végétalisation du bâti ;
- l'accueil de la faune sur les bâtiments ;
- la connexion des espaces ouverts entre eux ;
- la renaturation des espaces imperméabilisés.

Différents labels répondent aux enjeux du développement durable en proposant des améliorations de la qualité environnementale des villes :

- la certification BREEAM® (Méthode de certification par évaluation du comportement environnemental des bâtiments développé par le Building Research Establishment, www.breeam.com, dernière consultation le 24 mars 2023) propose depuis les années 1990 un référentiel pour améliorer la prise en compte de la biodiversité dans les milieux urbains ;

- le label HQE® (Haute qualité environnementale, www.hqegbc.org, dernière consultation le 24 mars 2023) cible dès 2004 l'amélioration des aspects sanitaires et environnementaux ;

- la certification LEED® (Leadership in Energy and Environmental Design lancé par US green building Council en 1998, www.leed.org, dernière consultation le 24 mars 2023) incite depuis 2009 à diminuer les nuisances humaines pour réaliser des aménagements écologiques ;

- le référentiel « Effinature » (www.effinature.fr, dernière consultation le 24 mars 2023) propose depuis 2009 un dispositif de 80 indicateurs à prendre en compte dans l'aménagement, la construction et la réhabilitation de bâtiments ;

- l'outil Biodi(V)strict (www.urbalia.fr/biodivstrict/, dernière consultation le 24 mars 2023) demande depuis 2010 l'intégration d'espaces végétalisés, de divers habitats, de strates végétales et de continuités écologiques dans les projets ;

- le ministère français chargé de l'Écologie propose en 2013 un label ÉcoQuartier® (www.ecoquartiers.logement.gouv.fr, dernière consultation le 24 mars 2023) qui sera repris par plusieurs pays européens.

À partir de 2013, le Conseil international de la Biodiversité et de l'Immobilier (CiBi) met en place plusieurs labels BiodiverCity® (<http://cibi-biodivercity.com/biodivercity/>, dernière consultation le 24 mars 2023) qui permettent de noter les performances des projets immobiliers par rapport à leur prise en compte de la biodiversité. Ces labels doivent être utilisés comme outil d'aide à la décision, de levier de valorisation et de pédagogie :

- le label BiodiverCity® construction accompagne les phases de conception et de réalisation du projet ;

- le label BiodiverCity Ready® suit l'aménagement global du site ;

- le label BiodiverCity Life® encadre toute la période d'exploitation du site.

Les labels BiodiverCity sont destinés tant aux professionnels du secteur qu'à l'ensemble des parties prenantes des territoires urbains et notamment aux usagers des espaces bâtis, plus largement au grand public, mais aussi aux élus et acteurs des territoires. Ils sont utilisés en France et dans le monde. L'initiative est soutenue par PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD), par l'Agence régionale de la Biodiversité en Île-de-France (NatureParif), ainsi que par les associations « Alliance HQE-GBC-France » et « OREE » dont le but est d'inscrire la construction des bâtiments dans un projet de développement durable en visant une gestion intégrée de l'environnement à l'échelle des territoires. Le CiBi (2022) a notamment décrit les défis et les opportunités de s'engager vers la sobriété foncière et propose des solutions opérationnelles et des outils pour décliner l'objectif ZAN et la nature en ville dans les projets d'aménagement et de construction.

Le dossier du San Francisco Estuary Institute (Spotswood *et al.* 2019) présente une analyse très complète des paramètres agissant en synergie qui contribuent au soutien de la biodiversité dans les villes. Il met en évidence les éléments tels que la taille des parcelles, la connectivité à travers le paysage, la qualité de la matrice des espaces verts, la diversité des habitats, la priorité à donner à la végétation indigène, éléments déterminants qu'il s'agit d'évaluer et de mettre en synergie pour obtenir un monitoring de l'évolution du bilan d'efficacité de la stratégie adoptée.

Ainsi, sur la base de ces informations spatiales et fonctionnelles, il est devenu progressivement nécessaire d'établir un modèle d'évaluation des réseaux écosystémiques régionaux et locaux pour définir et pondérer le capital naturel existant. Il est notamment important de favoriser des modélisations multifactorielles tenant en compte des changements globaux et pas uniquement climatiques.

PRÉSERVATION ET RESTAURATION DE LA BIODIVERSITÉ URBAINE

L'utilisation de labels, telle que prévue par le CiBi, offre des perspectives intéressantes pour favoriser la biodiversité urbaine. La démarche vise à attribuer un niveau de performance écologique à un projet urbain (un ensemble de bâtiments comprenant des espaces aménagés, voire un quartier) par l'attribution d'un label qui évalue et affiche les performances écologiques des aménagements autour de quatre axes :

- les axes 1 et 2 s'intéressent respectivement aux engagements et aux moyens mis en œuvre par les promoteurs. Ils visent ainsi à améliorer le savoir-faire des constructeurs ;

- les axes 3 et 4 évaluent des bénéfices écologiques et des bénéfices pour les usagers. L'axe 3 est particulier car il vise d'une part à préserver au mieux les éléments naturels existants dans le projet et le chantier et d'autre part à maximiser les biotopes utiles et les fonctionnalités écologiques du site. De plus, il cherche également à optimiser le potentiel écologique du projet par rapport à son contexte urbain, périurbain et rural.

Outre la satisfaction d'obtenir un label favorable qui souligne le savoir-faire des concepteurs du projet, la question d'évaluer la contribution réelle au respect et au renforcement de la biodiversité dans le milieu urbain concerné par le projet s'est rapidement posée et a fait l'objet de nombreux débats au sein du comité scientifique du CiBi.

Afin de définir la contribution d'un projet de construction au capital naturel du site récepteur (un quartier ou une ville), la démarche de labellisation du CiBi se devait de proposer une méthode d'évaluation écologique du site aménagé aussi précise que possible et suffisamment pragmatique pour être facilement utilisable, tout en apportant des éléments de preuves suffisants à l'amélioration du « Capital naturel paysager (CNP) » du site concerné en tant que valeur écologique comptable utilisable aussi bien à l'échelle du projet, que du quartier ou de la ville concernée.

Analysé selon l'approche écosystémique telle que demandée par l'ONU en 2010, le milieu urbain, bien que fortement

modifié, reste généralement encore caractérisé par de nombreux îlots d'habitats subnaturels reconstitués ou volontairement conservés comme éléments marquants du paysage, mais fortement isolés par manque de cohérence de l'infrastructure écologique résiduelle locale (Boucher & Fontaine 2010). Il fonctionne de manière identique à l'ensemble des milieux transformés de la planète selon le modèle de métapopulations décrit notamment par Levin (1989) et Hanski (1991). Ce modèle permet d'analyser les échanges possibles entre plusieurs petits habitats pour former éventuellement des populations stables de quelques biocénoses simplifiées. Ce modèle doit cependant tenir compte de l'historique des sites et de l'intensité des perturbations anthropogènes qui limitent de développement des populations naturelles.

Enfin rappelons également que le modèle des réseaux écologiques, appliqués systématiquement aux Schémas régionaux de Cohérence écologique (SRCE) et aux concepts locaux des trames vertes et bleues, s'applique parfaitement dans le contexte urbain. Toutefois la fragmentation spatiale particulièrement intense va y entraîner des pertes importantes liées à la multiplication des zones de puits démographiques (Furrer & Pasinelli 2016).

Parmi les critères adoptés pour l'obtention du label, l'axe 3 demande de faire une évaluation de l'importance des contributions à la qualité, à la capacité et aux fonctionnalités des aménagements inclus dans un projet afin d'en obtenir une pondération globale du potentiel écologique développé par le projet. Cette exigence n'est pas toujours comprise et facilement acceptée par les promoteurs immobiliers, pourtant très ouverts à la conception de projets contribuant à la création de villes vertes.

À partir de 2016, l'auteur a proposé au comité scientifique du CiBi de mesurer cette contribution volontaire à la présence de nature en ville en adoptant un modèle de CNP en tant qu'outil d'analyse et de suivi de tout concept de planification territoriale. Cette proposition de démarche innovante pour l'obtention du label a été décrite dans un guide technique et présentée lors de cours de formation destinés aux concepteurs et aux assesseurs qui suivent le développement des projets. Le niveau de développement du CNP devient dès lors une attestation de contribution à la restauration de la biodiversité telle que demandée par la stratégie nationale.

L'application d'un diagnostic écologique à toutes les échelles d'un projet d'aménagement urbain passe par la modélisation multiscalaire du CNP qui devrait conduire à la réalisation d'un bilan écologique standard, donc contrôlable, de l'évolution du site concerné au cours de son aménagement, puis de son développement en phase d'exploitation. Dans ce cadre de modélisation spatiale, ce diagnostic de référence du CNP représente donc essentiellement un outil de monitoring de la biodiversité et des écosystèmes urbains existants et futurs.

APPROCHES CONCEPTUELLES

L'écologie urbaine et ses concepts d'aménagement ont fait l'objet de nombreuses publications et de synthèses récentes (e.g., Davies *et al.* 2017; Clergeau *et al.* 2021; Spotswood *et al.* 2019).

La synthèse de Niemelä (1999) décrit les différences entre les milieux ruraux et urbains de la manière suivante :

– les milieux urbains sont essentiellement dominés par des systèmes d'habitats subnaturels de type insulaire du fait d'une très forte fragmentation de l'espace liée aux surfaces bâties et aux nombreuses infrastructures de transports ;

– inversement les milieux ruraux sont soumis à des successions rapides du fait d'une gestion basée sur des renouvellements constants qui favorisent trop souvent les espèces étrangères. Ainsi, dans les villes, les stades de maturité des écosystèmes, les plus riches en espèces, n'existent que très rarement. C'est le cas notamment pour les végétations arborées ou les milieux de prairies. En revanche les friches non gérées, essentiellement composées d'espèces pionnières, sont relativement fréquentes, mais favorisent malheureusement les espèces envahissantes exogènes.

La structure spatiale alvéolaire et le développement tentaculaire des milieux urbains en font un espace collecteur efficace d'espèces et de communautés biotiques résiduelles piégées ou attirées par des conditions vitales particulières. En effet, espèces et communautés des milieux urbains sont soumises à la fois à des effets favorables et nuisibles qui conduisent trop souvent à l'apparition de communautés d'espèces opportunistes envahissantes.

Au constat de complexité des interactions des différents paramètres permettant d'expliquer la présence d'une certaine biodiversité dans le milieu urbain, ajoutons une évolution marquante depuis une dizaine d'années vers une augmentation significative des espèces exotiques et une diminution des insectes pollinisateurs, malgré un arrêt des herbicides (Spotswood *et al.* 2019). Ces quelques éléments nous poussent à analyser plus en détail les principes du fonctionnement écosystémique en milieu urbain et sa prise en compte dans les projets de construction.

Les inventaires biologiques de la faune et de la flore réalisés en milieux urbains démontrent clairement la présence d'une richesse biologique importante, caractérisées généralement par la domination d'espèces ubiquistes, mais dont les populations restent limitées et fugaces.

Le concept de biodiversité en milieux urbains peut être très différent s'il est vu par le paysagiste ou l'écologue scientifique. Le premier, en introduisant des espaces de verdure agréables à la vie de l'homme, aura essentiellement une vision anthropocentrée, et le second aura au contraire une vision biocentrée en cherchant à maintenir, dans un paysage transformé, le fonctionnement naturel à un niveau acceptable pour la biodiversité indigène. Ces deux approches peuvent être antagonistes ou complémentaires en fonction de l'effort consenti à l'harmonisation des objectifs recherchés.

Les deux approches conceptuelles doivent être examinées afin de comprendre leurs limites et leurs complémentarités.

Généralement adoptée par le paysagiste, l'approche *bottom-up* a comme objectif principal de répondre au besoin de nature pour l'homme confronté au milieu urbain, en lui apportant une certaine diversité de végétation favorable au délassement et contribuant à l'amélioration de la qualité de vie.

Les moyens utilisés sont :

– créer des espaces favorables à l'homme en s'appuyant sur des espaces naturels préexistants ;

– créer des espaces verts de qualité en apportant une certaine diversité végétale. Cette dernière est généralement basée sur un choix d'espèces majoritairement exotiques sélectionnées pour leurs résistances et leurs aspects décoratifs ;

– conserver certains espaces résiduels de nature, suffisamment remarquables pour ne pas avoir été aménagés. E.g., bosquets, plans d'eau, escarpements rocheux.

Cette première vision majoritairement anthropocentrée, qui suit une logique de gestion maîtrisée du paysage, a malheureusement tendance à créer à court terme des espaces verts à biodiversité essentiellement exogène, fortement cloisonnés, donc à faible fonctionnalité écologique et à durabilité limitée.

L'approche *top-down*, portée par les planificateurs notamment au niveau du SRCE de 2009 (remplacé en 2015 par le STADDET de la loi NOTRE), offre une vision plus globale des conditions de maintien de la biodiversité ayant pour objectifs de conserver et de restaurer des espaces de nature vivants, favorables à l'ensemble de la biodiversité sectorielle et en cohérence avec l'environnement urbain.

Les moyens utilisés sont :

– identifier et connaître les réseaux écosystémiques des milieux naturels et transformés qui sous-tendent le paysage environnant le milieu urbain ;

– maintenir et restaurer les fonctionnalités écologiques des espaces fragmentés par le développement urbain ;

– intégrer les nouveaux projets de constructions avec des contraintes écologiques prédéfinies sur certaines zones sensibles et avec des critères souhaités d'efficacité écologique dans les zones moins favorables à la reconquête d'espaces à vocation naturelle.

Cette seconde approche du milieu urbain, plus récente et strictement biocentrée, cherche la création ou la restauration d'habitats naturels écologiquement fonctionnels et durables. Elle est suivie par quelques aménageurs se préoccupant de l'écologie du paysage en ayant adopté les préoccupations de restauration des réseaux écologiques (Trames vertes et bleues) telles que demandées par le Grenelle de l'environnement au niveau de l'aménagement du territoire national. Cette tendance devrait toutefois se développer fortement avec la volonté actuelle de conserver, voire d'attirer, la biodiversité dans les milieux urbains.

De toute évidence, dans les milieux urbains, les approches anthropocentrée et biocentrée sont complémentaires et doivent rester cohérentes en respectant un certain nombre de principes qu'il s'agit maintenant de définir en examinant l'organisation spatiale et le fonctionnement de la biodiversité.

ORGANISATION SPATIALE DE LA BIODIVERSITÉ

Selon la Convention sur la diversité biologique de 1992, adoptée au Sommet de la Terre, le terme de biodiversité, synonyme de diversité biologique, recouvre un concept relativement complexe puisqu'il décrit aussi bien la diversité des espèces existantes de la faune et de la flore, la diversité génétique des espèces sauvages ou domestiquées, que l'organisation des

ensembles d'organismes qui interagissent pour former des écosystèmes (voir notamment Barbault [1997]).

De manière résumée, on peut retenir que le terme de biodiversité symbolise un certain capital de nature organisé sous la forme de réseaux écologiques. Il est donc essentiel de comprendre, de protéger et de gérer correctement la biodiversité et ses fonctionnements, notamment dans les milieux transformés par les activités humaines.

Cette vision schématique des réseaux écologiques a été utilisée pour décrire un type particulier d'infrastructure naturelle qui se développe dans tous les paysages transformés. Cette infrastructure transformée permet aux mécanismes naturels tels que la dispersion d'individus, d'espèces et les interactions, de s'effectuer périodiquement et à différentes échelles. La Figure 1 présente un modèle d'occupation spatiale des divers éléments fonctionnels indispensables au maintien des divers écosystèmes caractérisant les paysages transformés (Berthoud *et al.* 2004). Remarquons que le schéma de la trame verte et bleue (TVB), généralement adopté en Europe et notamment en France, n'a retenu que les notions de zones réservoirs et de corridors pour décrire les réseaux écologiques, alors que les zones d'extension et écotones complémentaires constituent pourtant la majorité des surfaces dans les paysages transformés. En revanche, dans l'analyse des milieux urbains ultra-transformés on distinguera majoritairement des zones d'extension, des zones écotones et d'éventuels corridors.

Afin de rester dans une problématique d'agglomération urbaine en développement, il faut imaginer les transformations progressives des différents réseaux écologiques phagocytés par les constructions d'habitations et de voies de circulation. La Figure 2 reprend le modèle initial du réseau écologique forestier pour y insérer les modifications anthropogènes apportées par le développement urbain et les conservations probables des éléments relictuels du réseau écologique initial.

Si on admet que les espaces boisés urbains ont été volontairement maintenus, c'est essentiellement dans un but récréatif. Ainsi de nombreux chemins piétonniers les traversent et les zones réservoir sont fragmentées ou ont disparu. La majorité des haies et des arbres isolés a disparu au profit des constructions et d'espaces verts aménagés ou de jardins privés. Le ruisseau est rectifié et partiellement enterré, mais un étang de retenue des eaux a été créé. Les corridors d'échange ont disparu suite aux constructions ou à la mise en place d'infrastructures de circulation. Les zones de lisières forestières sont largement dégradées ou occupées. De ce développement urbain planifié, mais écologiquement anarchique, il résulte que le réseau forestier originel est devenu fortement fragmenté et faiblement fonctionnel, avec en corollaire une forte diminution de la biodiversité et de nombreux problèmes de cohabitation entre la faune et les hommes : écrasements, dégâts dans les jardins, collisions contre les vitrages, etc.

Contrairement à ce que l'on croit souvent, le nombre d'espèces vivant en ville a beaucoup augmenté depuis un siècle. La ville présente une mosaïque de milieux très variés accueillant quantité d'oiseaux d'origines et d'espèces différentes, et pour certaines inattendues. Il s'agit essentiellement d'oiseaux forestiers, mais aussi de milieux rupestres ou aquatiques et,

plus rarement, de milieux ouverts. Ces espèces ont modifié leurs habitudes : site du nid, régime alimentaire, rythme de vie, tolérance à l'espèce humaine. De nombreuses menaces pèsent cependant sur ce milieu très artificiel. Il y a la pollution, mais aussi la volonté moderne d'évoluer dans un monde « parfait » propre, sans défauts ni insectes ou herbes folles. Des initiatives individuelles et des mesures d'aménagement de la ville ou de sensibilisation du grand public, tentent aujourd'hui d'y répondre (Malher & Magne 2010).

Le guide technique « biodiversité en ville » de l'AFD (Auvray & Poyer 2021) décrit en détail les principes de planification et de restauration des écosystèmes naturels dégradés. Il fournit notamment l'argumentation nécessaire à l'intégration de solutions de génie écologique adaptées aux milieux urbains aux niveaux des bâtiments, de la parcelle, du quartier et de la ville. Il décrit également les méthodes indispensables pour créer et structurer les habitats permettant d'attirer la biodiversité. Il rappelle la nécessité de restaurer les écosystèmes dégradés comme mécanisme de compensation à l'extension inévitable des villes.

En 2020, la démarche Biodi(V)strict®, mise en œuvre par Urbalia (start up créée par AgroParisTech et VINCI Construction en 2020), propose une méthodologie progressive structurée permettant l'évaluation du potentiel écologique de la parcelle urbaine aménagée en se basant sur cinq indicateurs mesurables : la diversité des habitats naturels, la proportion d'espaces verts, la connectivité intra-site, la diversité des strates végétales et la perméabilité du sol. Elle fournit ainsi une évaluation fiable de l'évolution d'indicateurs majeurs du site, mais n'établit pas un bilan réel des micro-écosystèmes installés.

La publication du « Guide de suivi de la biodiversité » pour la gestion des ressources naturelles (Werner & Gallo-Orsi 2016) fournit des conseils pratiques aux professionnels se préoccupant de la gestion durable des écosystèmes et de la biodiversité. Les programmes de suivi visent non seulement la quantification de l'état de la biodiversité mais également la quantification des facteurs de pression et de gestion. Les auteurs insistent sur la conservation des données de référence indispensables pour définir les tendances d'évolution et mettre en place des gestions adaptatives.

La représentation en deux dimensions de la trame écologique (TVB) est pratique pour exprimer les besoins d'une planification spatiale schématisée. Cependant, une telle représentation est inutilisable pour comprendre et analyser le fonctionnement écosystémique global des réseaux concernés. Dans la réalité les différents réseaux spécifiques se superposent, s'interpénètrent en créant des synergies ou des oppositions. Cette complexité spatiale ne peut s'analyser que dans une modélisation 3D avec un SIG. Dans la pratique on devrait analyser non seulement la confrontation des différents réseaux écologiques spécialisés au niveau du sol, mais également dans les strates aériennes et édaphiques, tout en reconnaissant que le niveau du sol constitue une interface idéal d'expression de la biodiversité grâce à la formation d'habitats facilement identifiables qui dépendent eux-mêmes des conditions édaphiques et atmosphériques en contact avec le sol. Ainsi, un habitat ou un milieu donné, représenté graphiquement par un polygone, doit se lire avec

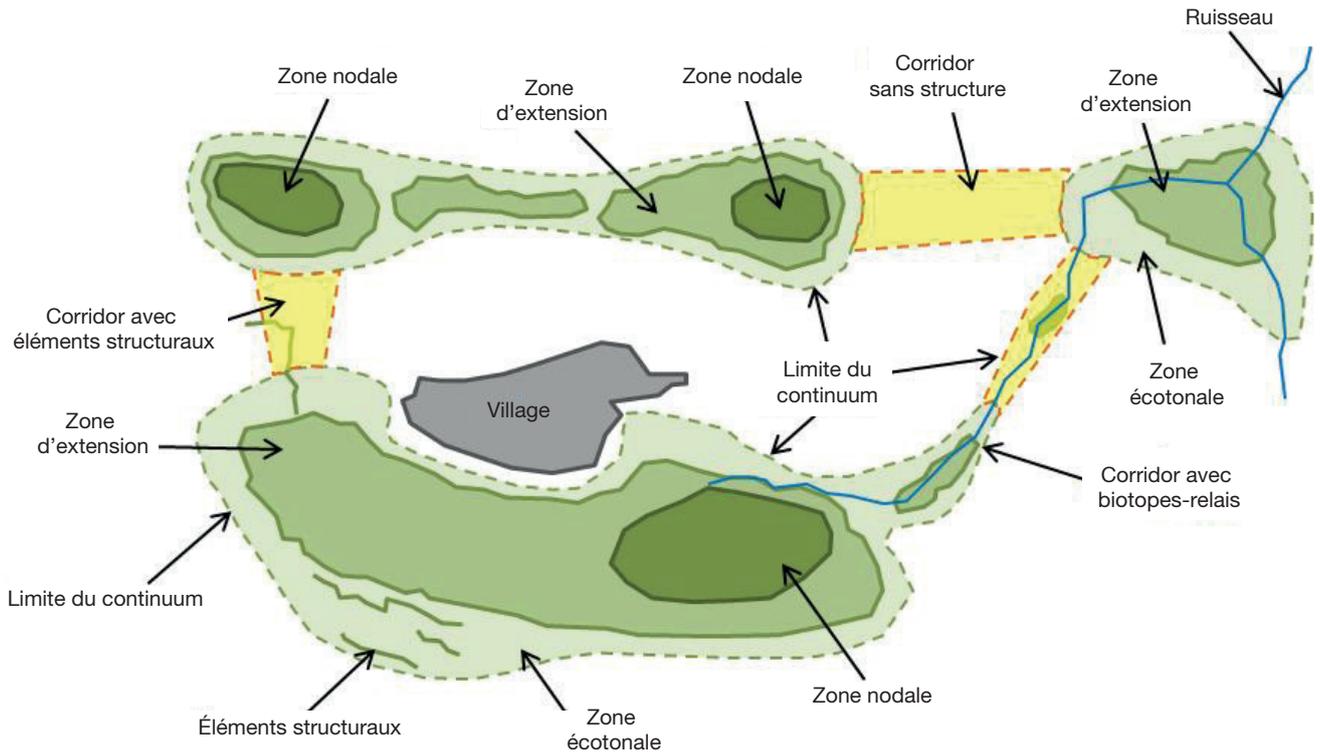


FIG. 1. — Modèle schématique des éléments constituant un réseau écologique de type essentiellement forestier, selon Berthoud *et al.* (2004). La zone de village présente également des éléments de connexions intra-urbaines polyvalentes de type anthropique. Ce modèle met en évidence l'importance relative des surfaces des zones nodales, des zones d'extension, des zones écotonales et des corridors virtuels, afin de permettre le fonctionnement de l'ensemble des écosystèmes en présence.

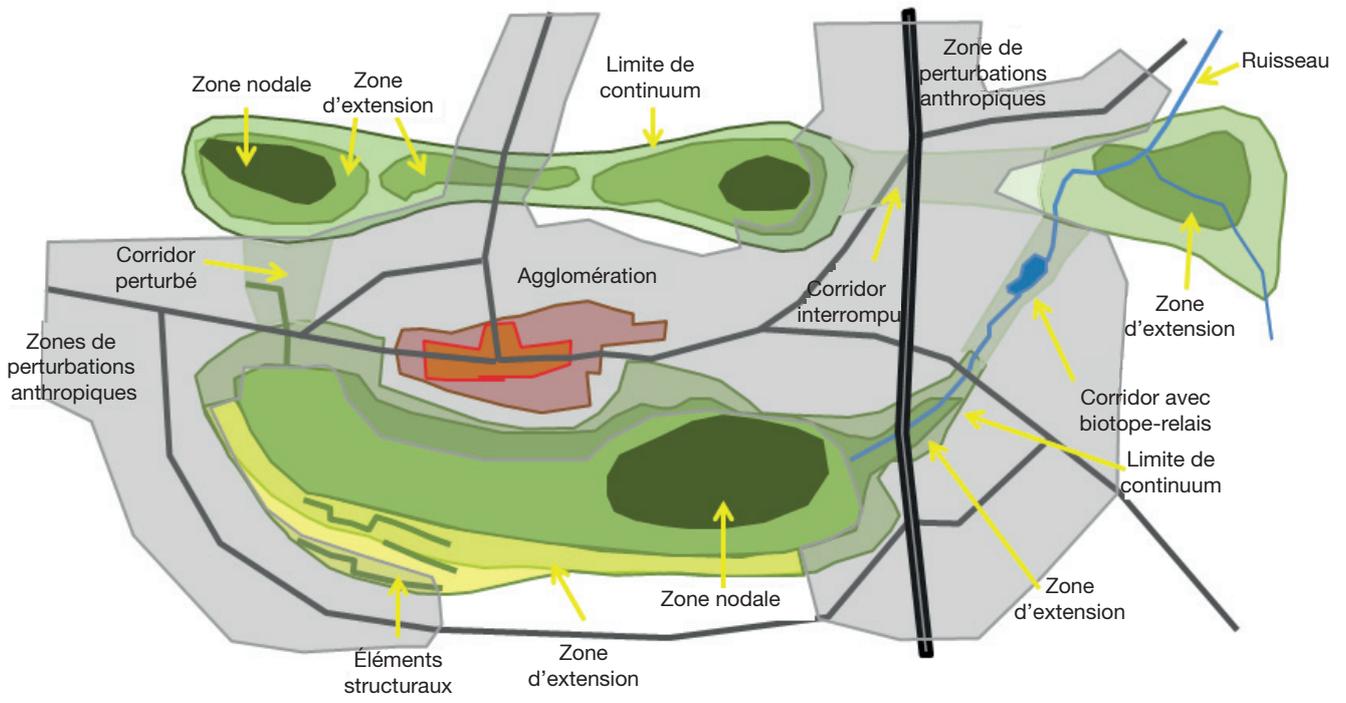


FIG. 2. — Confrontation schématique du développement des constructions urbaines et de leurs empreintes anthropiques avec le réseau écologique initial. Ce sont essentiellement les espaces écotonaux, les milieux agricoles et les corridors qui sont impactés par l'empreinte anthropique.

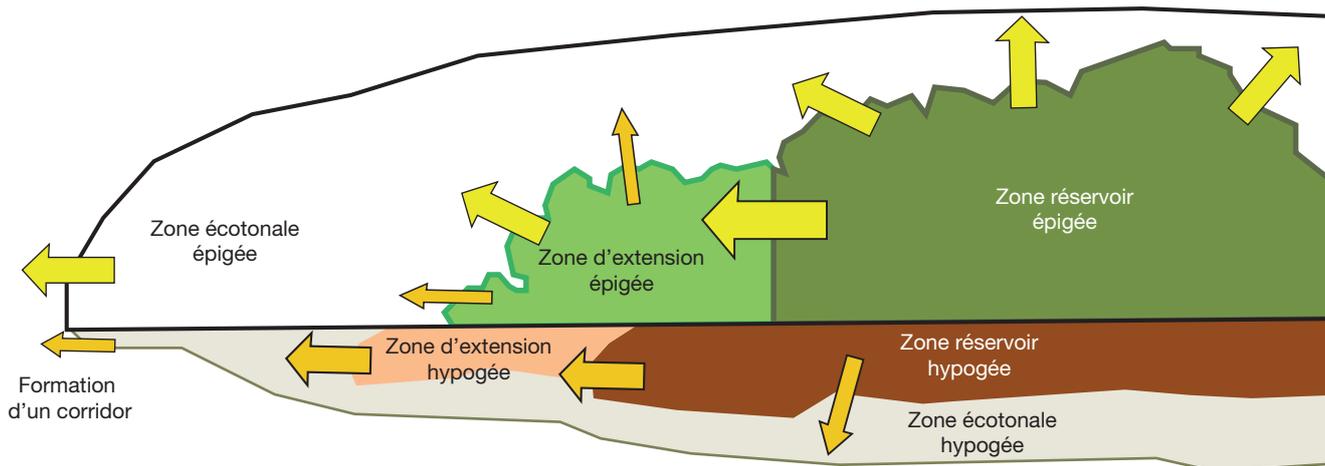


FIG. 3. — Modèle schématique de représentation en 3D d'une continuité écosystémique de type forestier. On distingue : la zone réservoir, la zone d'extension, la zone écotonale et le(s) corridor(s) dans leurs versions épigées et hypogées. Un modèle identique s'applique aux autres continuités naturelles associées avec un fusionnement partiel des continuités complémentaires en fonction de leurs affinités écologiques, notamment au niveau des zones écotonales virtuelles hautement multifonctionnelles. La dispersion des propagules hypogées est représentée en orange et la dispersion des propagules épigées en jaune.

sa dimension verticale (3D) comprenant « un espace aérien écotonal – un espace surfacique occupé par un habitat et sa rhizosphère – un espace écotonal édaphique ». Les ensembles d'habitats, y compris leurs zones écotonales aériennes et édaphiques, forment une continuité écologique spécifique qu'il s'agit d'analyser en termes de résilience locale ou régionale.

La Figure 3 décrit un modèle théorique de biocénose forestière dans lequel les propagules proviennent certes principalement de la zone réservoir, mais également de l'ensemble de l'écosystème. À partir de la zone réservoir épigée et hypogée, elles se dispersent dans les zones d'extension, puis dans les zones écotonales et finalement dans les corridors. Le tout forme une continuité écologique. Le corridor est un espace fonctionnel externe, local et très sensible, qui persiste même en l'absence d'habitats résiduels, mais reste souvent en limite de dysfonctionnement.

Les espaces utiles au fonctionnement des corridors dépendent entièrement de la présence des continuités écologiques et notamment des zones réservoir et d'extension, en tant que sources de propagules. Inversement, les habitats naturels présents dans les paysages fragmentés par les activités humaines dépendent totalement de la présence de corridors de connexions entièrement fonctionnels. Si l'objectif de la planification du territoire est réellement d'intégrer suffisamment d'espaces naturels pour conserver la biodiversité régionale, on doit par conséquent, comprendre et se préoccuper du développement de l'ensemble de l'infrastructure écosystémique existante et d'être capable d'en évaluer le niveau d'efficacité écologique.

Dans un paysage voué à la densification urbaine, il faut comprendre que les fragments d'espaces naturels, existants ou reconstitués, ne vont s'intégrer à l'infrastructure écosystémique que dans les espaces décrits en tant que corridors, dont l'efficacité écologique relative dépendra entièrement de la proximité de continuums d'habitats naturels externes et de l'intensité relative de l'empreinte anthropique omniprésente.

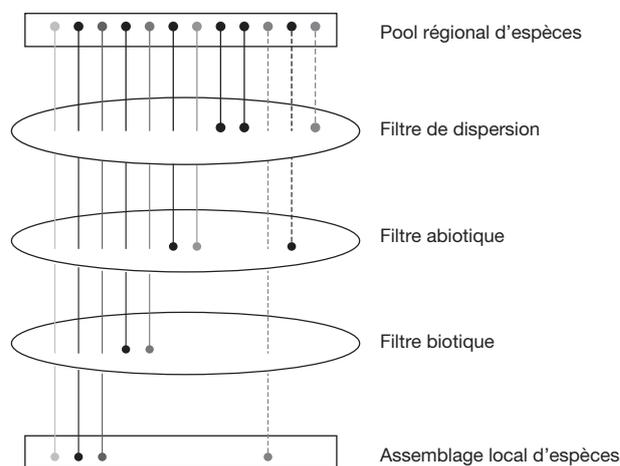


FIG. 4. — Filtres d'assemblage des espèces au cours de leur vie (d'après Lake *et al.* 2007). Les banques de données spécifiques, disponibles par type d'habitats, renseignent généralement la richesse relative du *pool* régional et non la richesse du site analysé. Ce dernier doit donc être évalué en tant qu'habitat récepteur soumis aux limites qualitatives, quantitatives et fonctionnelles qui contrôlent la répartition des populations d'espèces.

La reconnaissance de cette modélisation, par zonages propres à chaque continuum, est indispensable à maîtriser lorsqu'on aborde les domaines de la planification spatiale et de la restauration d'habitats visant la cohérence écologique et finalement le maintien efficace de la biodiversité régionale. La Figure 4 présente la vision de Lake *et al.* (2007) concernant le *pool* local d'espèces spontanées que l'on peut espérer retenir sur un site en réaménagement. Ce *pool* local résulte des trois filtres principaux de perméabilité que doivent pouvoir franchir les espèces présentes dans les zones réservoir d'importance régionale pour coloniser un site local. Ces filtres sont pris en compte dans les modèles de trames paysagères pour calculer le potentiel de déplacement d'une espèce au sein d'une trame en introduisant à chaque étape des coefficients de rugosité.

Ces filtres d'assemblage sont les suivants :

- les filtres de dispersion sont propres à chaque espèce végétale ou animale, en fonction de ses capacités de déplacement (par voie aérienne, terrestre ou aquatique) dans un milieu donné, dont le paramètre de résistance va varier en fonction des milieux traversés et de la présence de risques ;
- les filtres abiotiques de l'habitat sont constitués par les conditions physiques, propices ou non, au développement des différents stades de l'espèce, tels que le microclimat, les structures spatiales, la quiétude ou encore une accessibilité suffisante entre les différents micro-habitats utilisés par l'espèce ;
- les filtres biotiques d'une espèce sont déterminés par l'assemblage d'espèces sur un site récepteur, en fonction des interactions (synergie/antagonisme) avec le cortège d'espèces préinstallées sur le site, notamment par plantation. Les espèces de faune et de flore constituant le *pool* régional d'espèces seront capables – ou non – de passer à travers les mailles des différents filtres et de se retrouver ainsi dans l'assemblage local d'espèces sur un site restauré. La Figure 4 représente le *pool* régional résiduel d'espèces, réduit par les dégradations des écosystèmes, une fois les espèces les plus sensibles ayant disparu de ce *pool*.

L'importance de ces différents filtres est prise en compte par le biais des variations des multiples indicateurs pondérés pour obtenir la valeur des facteurs déterminant du potentiel écologique de chaque habitat rattaché à un zonage écosystémique du continuum spécialisé.

L'utilisation empirique des zonages écologiques tels que présentés par ce modèle met en évidence intuitivement la possibilité d'exprimer les différents facteurs qui contribuent à définir la valeur écologique d'un site ou d'un espace examiné. Le potentiel écologique d'un site est défini par l'action concomitante de la qualité des milieux, de la capacité spatiale et les fonctionnalités des différents espaces formant un site.

LE FONCTIONNEMENT D'UN RESEAU ÉCOLOGIQUE

La formation de multiples réseaux écologiques est le résultat de la transformation des écosystèmes naturels composant un biome soumis normalement aux seules conditions climatiques et géologiques (ECONAT 2001).

Lors d'une transformation du paysage liée aux activités humaines (agriculture, élevage et constructions), l'hétérogénéité normale des peuplements biotiques, liée aux différents stades évolutifs de développement du paysage, se mue progressivement en un maillage de plus en plus lâche d'habitats, d'abord anastomosés puis franchement fragmentés. La formation de réseaux écologiques plus ou moins efficaces se met en place avec l'ouverture du maillage spatial qui voit, dans un premier temps, augmenter la biodiversité globale grâce à la prolifération d'espèces ubiquistes et la diminution des populations d'espèces trop fortement spécialisées (Berthoud *et al.* 2004). Ce mécanisme est partiellement réversible, par exemple lors d'une diminution des activités humaines. Toutefois, la transformation des espaces naturels par des activités

humaines va, au contraire, généralement s'intensifier. Elle entrainera par conséquent un appauvrissement marqué de la biodiversité, lié essentiellement à la désorganisation des réseaux écologiques encore existants. Un exemple indiscutable est fourni par l'augmentation progressive du trafic sur l'ensemble d'un réseau routier qui crée progressivement une augmentation marquée des animaux écrasés, suivie d'une interruption quasi-totale des tentatives de franchissement puis de la diminution rapide des populations animales isolées (Burnand *et al.* 1985 ; Luell *et al.* 2003). Ainsi, le plus souvent, cette diminution de la biodiversité est la conséquence directe de l'ignorance humaine des mécanismes de fonctionnement de la nature.

Au vu des mécanismes de dispersion des propagules et des conséquences de la fragmentation des paysages transformés, il est nécessaire d'examiner le fonctionnement local des écosystèmes organisés en réseaux d'habitats. La confrontation de deux continuités d'habitats, par exemple une continuité d'habitats forestiers et une continuité d'habitats agricoles telle qu'illustrée par la Figure 5, crée obligatoirement la formation d'une interface particulière, dont le rôle écologique est trop souvent méconnu. En effet, la lisière forestière offre le plus souvent une diversité d'espèces très importante cumulant souvent aussi bien des espèces forestières que des espèces de milieux ouverts de types prairiaux, auxquelles viennent s'ajouter des espèces de cultures accompagnées de leurs adventices provenant de milieux steppiques.

Cette accumulation d'espèces est possible grâce aux mécanismes de dispersion des propagules décrits plus haut. Cette richesse en espèces est cependant très fugace, en étant soumise à de fortes variations saisonnières des flux de dispersion des espèces inféodées aux différents continus présents dans l'environnement.

Bien que souvent sous-estimé, l'étalement spatial de cet espace marginal est relativement limité. Il s'étend sur une largeur maximale de 100 m mais se concentre essentiellement sur environ 25 m (Berthoud *et al.* 1989 ; Burel & Baudry 1999). Les lisières forestières figurent de ce fait parmi les principaux corridors de dispersion dans tous les paysages. En écologie du paysage on désigne ce mécanisme d'accumulation d'espèces, localisé aux interfaces d'habitats, sous le terme générique d'« effet de lisière » ou de « marge écotonale ». Souvent considéré comme un problème à la description des habitats du fait de sa grande hétérogénéité, la marge écotonale doit au contraire être considérée comme étant un espace paysager essentiel au fonctionnement écosystémique global.

L'effet de lisière, décrit dans la Figure 5, prend de l'importance lorsqu'on étudie les paysages transformés et notamment les espaces urbains en constante évolution (Berthoud 2010), car il génère des espaces particuliers que l'on désigne sous le terme générique de corridor biologique, espace écotonal indispensable à la survie de la majorité des espèces végétales et animales. Ce terme est lui-même à l'origine de la notion d'infrastructure écologique présente dans tous paysages transformés. Il s'agit par conséquent de bien intégrer l'ensemble des fonctions de cette organisation spatiale particulière des écosystèmes transformés si on veut en maîtriser sa protection et sa restauration.

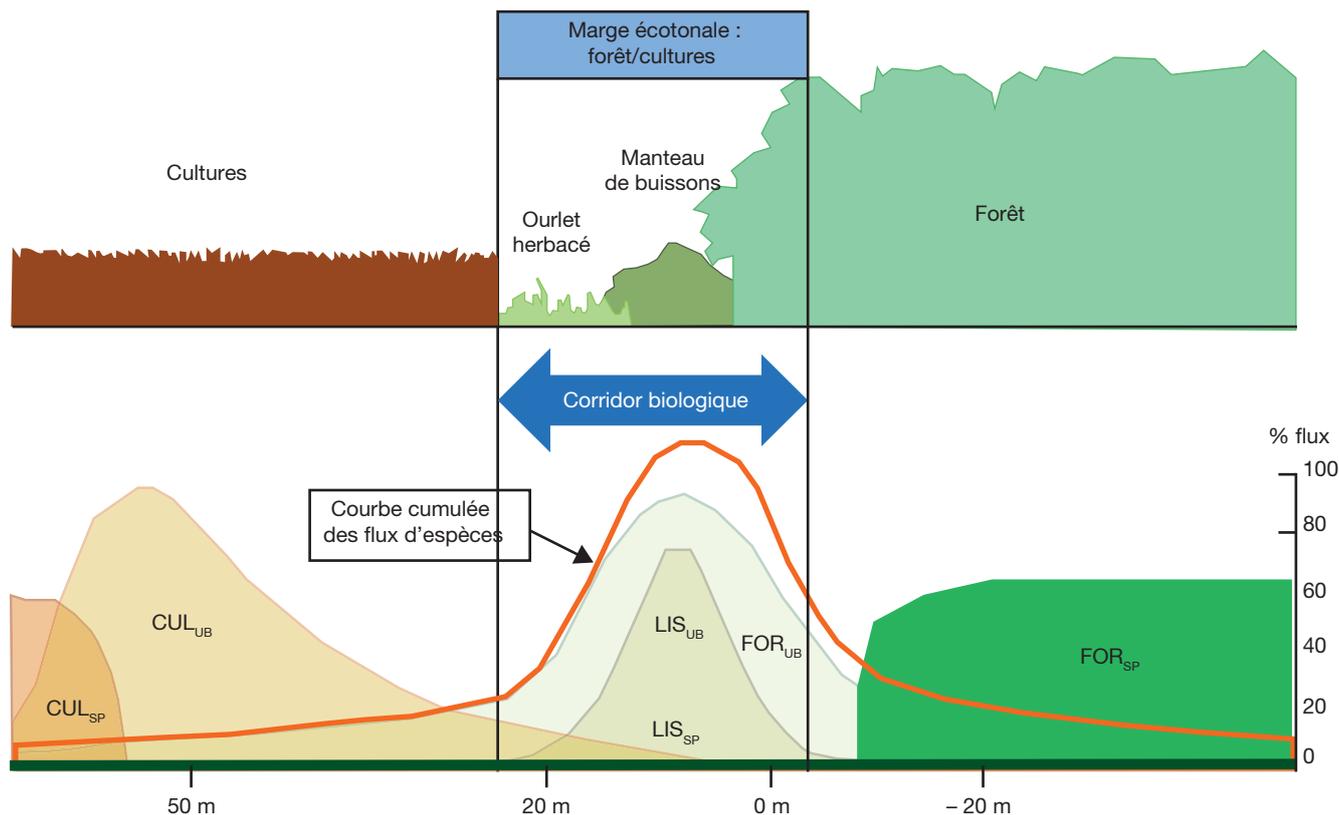


FIG. 5. — Mécanisme de formation d'un corridor biologique au niveau d'une lisière forestière dans un espace agricole. Abréviations : **CUL_{sp}**, espèces spécialisées des cultures ; **CUL_{ub}**, espèces ubiquistes des cultures ; **FOR_{sp}**, espèces forestières spécialisées ; **FOR_{ub}**, espèces forestière ubiquistes ; **LIS_{sp}**, espèces écotonales spécialisées ; **LIS_{ub}**, espèces écotonales ubiquistes.

LES FACTEURS DU POTENTIEL ÉCOLOGIQUE ET LEUR VARIABILITÉ

Dans un espace reconnu comme étant une zone réservoir (les inventaires des sites naturels d'importance locale, régionale ou nationale existent dans la majorité des pays européens), on constatera globalement que la qualité du milieu y est élevée ou en tous les cas proche d'une valeur maximale par comparaison à d'autres sites régionaux de même type. Cette valeur élevée de qualité de l'habitat sera d'autant plus assurée si cet espace occupe une grande surface et que toutes les fonctions vitales des populations peuvent s'y dérouler durablement. Cet ensemble de paramètres descriptifs constitue de fait les facteurs déterminants de la valeur écologique d'un site.

En poursuivant cette analyse globale des différents zonages on attribuera des valeurs moindres à d'autres zones en s'appuyant sur des diminutions de la qualité des habitats, une capacité d'accueil réduite et surtout sur le constat d'une diminution progressive des habitats à assurer les différentes fonctionnalités vitales des biocénoses. On peut ainsi définir provisoirement le potentiel écologique d'une entité spatiale du terrain comme étant l'expression d'un certain niveau de développement de la biodiversité. On constate en effet des variations significatives de la diversité biologique en fonction de leur rôle écologique dans le paysage.

Cette organisation spatiale particulière par zones de fonctionnalités différentes, telle qu'illustrée par le Tableau 1, tra-

duit un gradient décroissant du potentiel écologique selon le schéma « zone réservoir → zone d'extension → zone écotonale → corridor → hors continuité » (Berthoud 2010). Ce gradient se justifie par une diminution régulière des niveaux atteints par les paramètres qualitatifs, quantitatifs et fonctionnels. On constate que seul le facteur Capacité est variable en fonction de la distribution des surfaces dans la mosaïque d'habitats et de l'intensité de la transformation du paysage. Ainsi dans les zones agricoles diversifiées, les zones d'extension, les zones écotonales et les corridors peuvent occuper des surfaces importantes, alors que dans les zones urbaines, les zones réservoir sont généralement inexistantes, les zones écotonales rares et les corridors relictuels.

Ce zonage graduel du potentiel écologique découle d'une stratégie de survie et de dispersion commune à toutes les biocénoses présentes dans nos paysages transformés. En effet, le maintien d'une biocénose spécialisée (e.g., biocénose des forêts thermophiles sèches) nécessite la présence de populations stables et productives occupant des habitats de bonne qualité écologique. Cette zone réservoir, principale source d'espèces spécialisées, va produire régulièrement des excédents d'individus – les propagules – qui vont être attirés en grande majorité par l'ensemble des habitats écologiquement homologues, proches mais de moindre qualité, situés dans les zones d'extension. La capacité d'accueil de ces dernières étant limitée, une partie des surplus de propagules se retrouve

TABLEAU 1. — Gradient des facteurs du potentiel écologique dans les différents éléments de l'infrastructure écosystémique propre à chaque continuum constituant les réseaux écologiques paysagers (Berthoud 2010). La zone réservoir atteint un potentiel optimal, la zone écotonale obtient un potentiel moyen et le corridor obtient un potentiel moyen à faible. C'est l'analyse globale de l'infrastructure écologique sectorielle qui permet d'obtenir l'efficacité finale du paysage analysé. Niveaux : ■ très élevé; ■ élevé; ■ moyen; ■ faible; ■ très faible.

Facteurs déterminants du potentiel écologique	Zone réservoir	Zone d'extension	Zone écotonale	Corridor	Hors continuum
Qualité	■	■	■	■	■
Capacité	■	■	■	■	■
Fonctionnalité	■	■	■	■	■

en périphérie des habitats originels, dans la zone écotonale. Dans cette étroite bande de terrain, ils vont trouver encore des ressources alimentaires et des possibilités de refuge, mais ils vont rencontrer des propagules provenant d'autres types d'habitats et être également en concurrence avec des espèces ubiquistes moins spécialisées. Les propagules vont y circuler longuement à la recherche de nouveaux habitats favorables. Pour les animaux, cette phase de dispersion ne se fait pas totalement au hasard car la décision de s'éloigner ou non des habitats originels est dictée notamment par des facteurs concomitants de sécurité alimentaire, de risque de mortalité et d'effort de déplacement.

La formation de corridors dans un paysage transformé est générée par la perception éloignée d'habitats homologues, éventuellement accessibles, ou atteignables sous la conduite d'individus expérimentés connaissant le parcours à emprunter. Ainsi, la continuité écologique spécifique, développée au niveau d'un secteur paysager, devrait toujours représenter l'entité spatiale de la cohérence écologique à analyser, le biotope étant l'entité autonome de gestion locale qui contribue, ou non, au fonctionnement de la continuité sectorielle (organisation par emboîtement progressif).

La fragmentation spatiale, particulièrement accentuée dans les milieux anthropisés, nécessite de préciser le schéma de fonctionnement par paliers écosystémiques des paysages. Ainsi, dans un paysage soumis uniquement à la présence d'obstacles naturels à la dispersion, l'entité originelle du biotope devrait pouvoir s'organiser à l'identique dans l'ensemble d'un district naturel. Or, dans la grande majorité de nos paysages transformés actuels, il est nécessaire de compléter le schéma d'organisation écosystémique par palier (Blondel 1986) en distinguant un palier intermédiaire « le secteur écologique ». La Figure 6 présente le secteur écologique comme étant une entité spatiale particulière du district naturel, conditionnée par l'ensemble des obstacles artificiels créé par l'urbanisation et les infrastructures de circulation qui s'ajoutent aux obstacles naturels.

Cette nouvelle entité spatiale a une importance prépondérante dans tous les paysages transformés. Le secteur écologique est en effet le résultat de la fragmentation paysagère qui constitue, à l'échelle planétaire, l'un des facteurs majeurs de dégradation des écosystèmes. Le secteur écologique va par conséquent nous servir de surface de référence pour analyser le fonctionnement local des différents réseaux écologiques.

Chaque niveau d'organisation biologique est caractérisé par un changement d'échelle spatiale défini par un étranglement

des flux de fonctionnement écologiques. Ainsi, le milieu urbain sera concerné essentiellement par deux paliers de fonctionnement écosystémique : le « biotope » et le « secteur écologique ».

Cette fragmentation spatiale extrême des milieux urbains signifie que la zone de cohérence écologique identifiée comme étant une information minimale nécessaire dans le cadre de l'élaboration d'un projet est trop souvent insuffisante si elle ne couvre pas plusieurs secteurs écologiques contigus. Ce constat implique de faire reconnaître la contrainte excessive du cloisonnement spatial pour obtenir la planification de restauration de corridors de connexion entre les différents secteurs urbains préalablement identifiés.

LA FORMATION DES CORRIDORS BIOLOGIQUES

Selon Bennett (1991, 1998), le concept de corridor biologique a été développé à partir des années 1970 pour matérialiser les liaisons indispensables entre des espaces naturels protégés et compenser l'insuffisance stratégique basée sur la seule protection des espaces remarquables. Il devait permettre ainsi à la grande faune de trouver des espaces complémentaires nécessaires à leur développement. Cette première vision minimaliste a considérablement évolué avec l'intérêt porté à l'approche écosystémique des milieux naturels. Actuellement, dans le domaine de l'écologie du paysage, un corridor biologique désigne toute liaison fonctionnelle entre des écosystèmes ou entre différents habitats. Cette structure de connexion doit théoriquement permettre la dispersion et la migration d'une espèce ou d'un groupe d'espèces interdépendantes. Les corridors assurent des flux d'espèces et de gènes qui sont vitaux pour la survie des espèces et leur évolution adaptative. Ils sont donc globalement indispensables pour le maintien de la biodiversité et la survie à long terme de la plupart des espèces. Toutefois dans la planification du développement urbain, on constate de manière générale un manque évident d'intégration des enjeux écologiques liés à l'existence d'une infrastructure écologique préexistante.

Contrairement aux autres éléments surfaciques constituant les réseaux écologiques d'habitats, les corridors ne sont pas obligatoirement définis par la présence d'éléments naturels particuliers car ils existent souvent uniquement sous forme d'un espace de liaison praticable permettant des déplacements occasionnels d'espèces vers des habitats favorables reconnus. Ils ne sont donc pas définitivement fixés géographiquement, mais

doivent répondre à des règles de facilité d'accès et de sécurité des déplacements. Ce constat de l'existence de réseaux de corridors non fixés géographiquement est important car il est possible de déplacer et reconstituer artificiellement des corridors spécifiques en fonction des transformations du territoire, à condition d'avoir compris les besoins vitaux des espèces utilisatrices.

La formation de corridors biologiques est à l'origine un mécanisme naturel de concentration de propagules dans certains espaces privilégiés leur permettant de se déplacer à la recherche de ressources alimentaires saisonnières ou d'espaces vitaux encore disponibles. Ces flux périodiques de propagules répondent toujours à trois règles fondamentales : la nécessité (recherche de nouvelles ressources), la facilité de déplacement (capacité limitée selon les espèces) et la sécurité (prédation et survie).

La transformation progressive du paysage par l'homme a entraîné la diminution des surfaces d'habitats naturels disponibles ainsi qu'une importante fragmentation spatiale générée essentiellement par l'urbanisation et le développement des infrastructures de transport. Cet éclatement des structures paysagères originelles a été partiellement compensé par une stratégie de survie des espèces les moins sensibles, nécessitant l'utilisation de nombreux corridors pour accéder à des milieux vitaux complémentaires. Aussi, dans un paysage transformé, les corridors représentent-ils le plus souvent des espaces indispensables, mais trop souvent en limite de dysfonctionnement.

La présence de nature en ville est souhaitable pour plusieurs raisons développées notamment par Kuo *et al.* (1998) et par Barton & Pretty (2010). Ainsi dans un processus d'urbanisation, la société cherche d'abord une intégration au site naturel d'origine. Le phagocytage progressif des espaces naturels est généré secondairement par la nécessité d'une proximité étroite entre « habitations – zones d'activité – espaces communs » :

- la nature fait partie du cadre de vie normal des sociétés humaines même si elle n'est pas toujours perçue comme étant vitale. En effet une végétation minimaliste fait généralement partie d'une mise en scène du cadre de vie de l'homme en milieu urbain ;

- les éléments naturels marquants du paysage tels qu'une colline, une falaise, un parc boisé, une rivière, etc., font partie du balisage quotidien de l'espace vital ;

- la croissance excentrique des villes conduit à éloigner progressivement tous les espaces naturels constructibles des centres urbains. La fragmentation des réseaux écologiques est généralement accentuée par méconnaissance du fonctionnement écosystémique du paysage. La restauration des espaces verts se fait malheureusement également depuis l'intérieur des villes alors que le concept devrait se faire systématiquement depuis l'extérieur ou du moins en relation avec ce qui se trame en périphérie urbaine.

Dans une planification futuriste durable, si on ne veut pas se créer toujours plus de problèmes écologiques (qualité de vie, mortalité de faune, invasion d'espèces indésirables, protection d'espèces rares, risques naturels, etc.), il devient indispensable d'identifier précocement les éléments dominants des réseaux écologiques régionaux et locaux et de les intégrer au développement urbain au lieu des détruire ou de les frag-

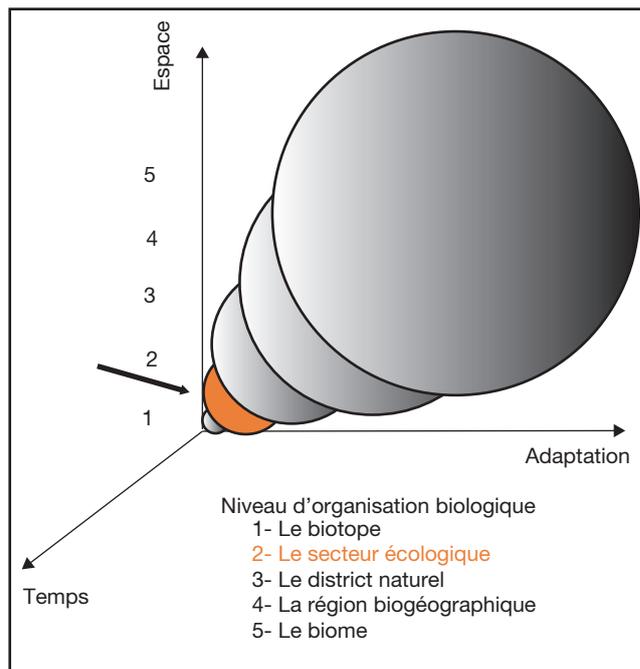


Fig. 6. — Schéma d'organisation du fonctionnement écosystémique par paliers dans les paysages naturels et transformés. Le secteur écologique est omniprésent dans les paysages transformés. D'après Berthoud (2010), modifié de Blondel (1986).

menter constamment, en respectant notamment la séquence « Éviter – Réduire – Compenser (ERC) » telle que prévue à l'échelle européenne dans les démarches des études d'impact.

La notion de corridors biologiques a été définie pour mettre en avant les interconnexions entre les grands habitats naturels de manière à ne pas oublier les aspects fonctionnels présents dans un paysage. En effet, les mécanismes de fragmentation de l'espace, générés par l'urbanisation croissante et la construction d'infrastructures de transport pour absorber le trafic toujours plus important des véhicules automobiles, ont mis en exergue le besoin de préserver des espaces d'interconnexion.

Dans une étude de l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité, Beninde *et al.* (2015) démontrent en utilisant plusieurs taxons représentatifs que les couloirs de faune jouent un rôle aussi important que les habitats tremplin. Les auteurs ont conclu que même si l'augmentation des surfaces était certes l'élément majeur pour la biodiversité, le maintien de corridors fonctionnels était tout aussi important et que de toute évidence les deux paramètres sont liés. Wu (2014) évoque par conséquent la nécessité de lier la planification du développement urbain sur la base des connaissances de l'écologie urbaine et sur des principes de soutenabilité.

De fait, le corridor biologique est le plus souvent un milieu vivant qui peut être défini autant par les espèces utilisatrices que par ses caractéristiques géomorphologiques. Mais, contrairement aux habitats répondant à des contraintes pédologiques et climatiques précises, le corridor n'est pas figé dans le temps ou dans l'espace. Seule la fonction de « connexion biologique » doit rester constante. Outre ses caractéristiques fonctionnelles, deux autres critères sont dominants :

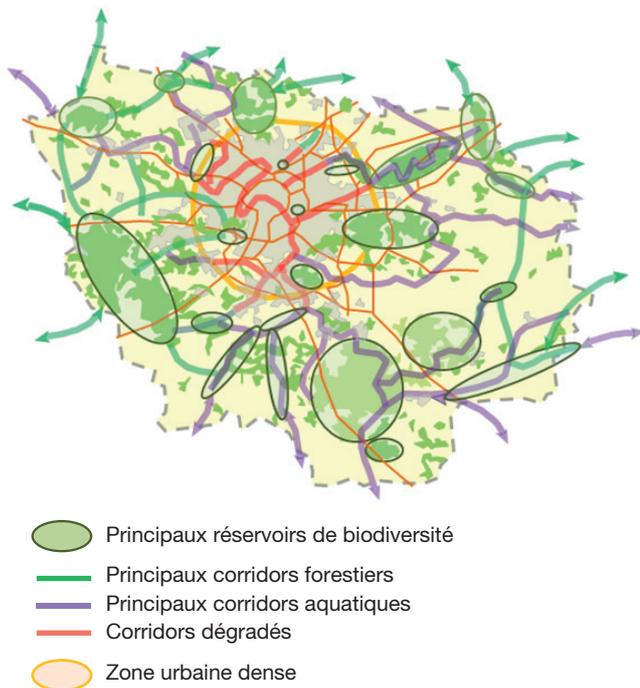


Fig. 7. — Carte de synthèse régionale schématisant les éléments de la trame verte et bleue de l'Île-de-France (d'après les données extraites de Zucca & Bernard 2015).

- tous les corridors sont utilisés temporairement en relation avec les périodes de dispersion des propagules ;
- les limites externes des corridors peuvent varier en fonction des aménagements qui balisent normalement cet espace. Ainsi un tracé d'origine rectiligne peut devenir tortueux avec l'apparition de nouveaux habitats-relais.

En réalité, les corridors ne doivent pas être considérés comme étant des milieux de vie et, de ce fait, ils peuvent rester fonctionnels même s'ils sont soumis à des perturbations relativement importantes. Ainsi les bords des infrastructures routières et ferroviaires, en friches ou souvent plantés de buissons, constituent souvent des voies de déplacements importantes pour la faune.

La formation de corridors biologiques subit par conséquent plusieurs contraintes. Elle doit répondre aux besoins d'un groupe d'espèces ayant les mêmes exigences écologiques en termes de végétation, de ressources alimentaires et de possibilité de refuge. Les corridors peuvent être polyvalents à condition d'offrir une mosaïque de micro-habitats et de structures favorables à plusieurs guildes spécialisées. Par exemple un corridor de type palustre et forestier sera composé aussi bien de fossés humides et d'étangs, que de groupes d'arbres et de haies.

Plus on s'éloigne des réservoirs de biodiversité, plus le cortège d'espèces en dispersion s'amenuise. En l'absence d'habitats-relais, la guildes originale du continuum va se réduire en fonction des capacités spécifiques de dispersion. Certaines espèces ont besoin d'avoir un minimum de structures de guidage et de refuges temporaires pour oser s'éloigner de leurs habitats originels.

Finalement en milieu urbain, les corridors les plus fréquents sont de nature écotonale, c'est-à-dire relativement homogènes

et polyvalents, réunissant essentiellement les espèces banales les plus mobiles. Toutefois ces flux apparemment indifférenciés attirent toujours quelques individus des espèces spécialisées qui finissent par occuper momentanément des habitats de substitution peu favorables.

Par conséquent, pour être efficace dans un concept d'intégration de la biodiversité en milieux urbains, il faudrait :

- s'assurer que les réseaux écologiques comprennent dans leurs zones périphériques au moins quelques habitats originels intacts afin de pouvoir relayer intégralement le *pool* de diversité spécifique en dispersion dans les corridors urbains ;
- éviter de piéger les propagules dans un milieu hostile à forte mortalité en s'assurant d'une disposition spatiale appropriée des corridors, sans formation de cul-de-sac.

Deux possibilités de planification intégrée des réseaux écologiques naturels sont envisageables :

- la planification anticipative conduisant au maintien des corridors intra-urbains est assurée aux conditions suivantes : des espaces réservés aux connexions biologiques sont reconnus et aménagés pour intégrer les perturbations anthropiques habituelles telles que les croisements avec des voies de circulation sous forme de ponts biologiques, cheminements piétonniers respectant les zones sensibles, réduction maximale des perturbations urbaines, information *ad hoc* pour les usagers concernant le respect de la nature en ville. Cette situation idéale est rare mais existe dans certaines zones urbaines en développement. Elle implique une cartographie préalable du développement des multiples réseaux écologiques caractéristiques du territoire originel avec une sélection des éléments vitaux, notamment des corridors et des habitats-relais indispensables. Elle implique également un programme de gestion et d'aménagement à long terme visant la restauration et le renforcement des points faibles ;

- la planification d'une restauration sélective des corridors naturels d'importance régionale : une fois la cartographie détaillée des corridors réalisée, des espaces vitaux sont identifiés et des aménagements conséquents sont programmés pour restaurer les fonctionnalités indispensables. La recolonisation et la restauration des fonctionnalités restent aléatoires mais possibles, avec parfois des résultats rapides et spectaculaires. Les corridors liés aux milieux aquatiques (fluviaux) sont souvent favorables car le réseau hydraulique est généralement maintenu malgré l'urbanisation intense.

La carte de synthèse du SRCE Ile-de-France, selon l'Arrêté préfectoral 2013 portant sur l'adoption du schéma concernant la biodiversité et les continuités en Île-de-France, présentée dans la Figure 7, est représentative de la perception que l'on obtient d'un réseau écologique résiduel se maintenant autour d'une grande agglomération en expansion (Zucca & Bernard 2015).

Les constats sont les suivants :

- les principaux réservoirs de biodiversité des continums forestiers et aquatiques se maintiennent bien en périphérie mais se réduisent progressivement dans la zone urbaine ;
- les principaux corridors des trames vertes et bleues sont relativement intacts en périphérie.

En l'état actuel, l'agglomération phagocyte fortement la trame verte et bleue préexistante. S'il y a une bonne prise

de conscience des mécanismes écosystémiques du paysage, il n'y a pas encore une réelle intégration des réseaux écologiques malgré la multiplication rapide des toits végétalisés qui ne favorisent que très partiellement la restauration de la biodiversité initiale.

La problématique qui se pose prioritairement en milieu urbain est celle de la restauration des corridors écologiques indispensables à l'intégration d'une certaine biodiversité dans les îlots de nouveaux projets de constructions. Il est donc nécessaire de bien comprendre leur potentiel d'efficacité en fonction de leur structuration spatiale.

On peut classer les corridors en fonction de l'efficacité des déplacements spécifiques observés. Cette dernière peut être évaluée en termes de volumes de flux et de diversité spécifique des propagules. Chaque type de corridor est utilisé en fonction de la capacité de déplacement propre à chaque espèce du *pool* initial du continuum. Par conséquent, un corridor sera plus ou moins performant en fonction de la présence/absence de structures de guidage, de sources de nourriture, de refuges et de risque de prédation.

Dans un contexte paysager urbain, la restauration des réseaux écologiques préexistants, d'importance régionale, doit être une priorité dans toutes les zones concernées. Toutefois cette option n'est pas toujours correctement perçue et prise en compte. Or la cartographie des réseaux écologiques au niveau régional montre que les principaux éléments de fragmentation des continuités naturelles sont généralement les infrastructures de circulation et les zones d'urbanisation. Ces obstacles majeurs liés aux activités humaines peuvent être surmontés en planifiant correctement les espaces dévolus aux corridors écologiques et les mesures nécessaires de franchissement des obstacles.

Les caractéristiques des différents types de corridors sont les suivantes :

– Type 1. Corridor non structuré. L'espace désigné doit pouvoir offrir une vision directe entre deux ensembles d'habitats écologiquement homologues. Il est le plus souvent rectiligne et de courte distance et si possible libre d'obstacles. La capacité de déplacement varie pour chaque espèce. Le flux n'est pas fixé spatialement mais les trajectoires sont définies uniquement par la recherche du moindre effort et du moindre risque. Cette démarche permet la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers (Foltête *et al.* 2012). Une augmentation du parcours à découvert peut rapidement devenir rédhibitoire pour une partie des propagules. La matrice paysagère traversée est neutre ou avec des obstacles surmontables ou contournables. Les obstacles visuels sont souvent une cause d'abandon. Ce type de corridor est très sélectif et de faible efficacité. Il est souvent réservé aux seuls ongulés et canidés très mobiles ;

– Type 2. Corridor faiblement structuré par des fragments d'habitats-relais dispersés. Les habitats-relais offrent quelques refuges et sources alimentaires indispensables aux propagules. La reproduction des espèces les moins mobiles y est très aléatoire. Le tracé du corridor suit la répartition des habitats-relais. L'efficacité reste variable en fonction de la densité des habitats-relais et des risques de mortalité ;

– Type 3. Corridor régulièrement structuré par des éléments refuges. Les éléments de structures fournissent des repères visuels, des sources alimentaires et des refuges pendant le déplacement des propagules. L'efficacité reste moyenne par manque de structures continues indispensables aux petites espèces peu mobiles ;

– Type 4. Corridor structuré par des éléments refuges et quelques habitats relais. Les éléments structurants fournissent des repères visuels, des sources alimentaires et des refuges pendant le déplacement des propagules. Les fragments d'habitats offrent des possibilités de reproduction aux espèces peu mobiles. L'efficacité est moyenne à bonne. L'absence de structures continues limite la circulation des petites espèces peu mobiles ;

– Type 5. Corridor étroit structuré par un ou plusieurs éléments de guidage continu (e.g., cours d'eau canalisé, haie simple sur bande herbacée). La continuité de structure évite les hésitations mais l'absence de diversité d'habitats-refuge limite les espèces. Par manque d'ampleur le corridor n'atteint pas une efficacité optimale et reste soumise aux perturbations éventuelles de la matrice paysagère ;

– Type 6. Corridor étroit structuré par des éléments de guidage continus reliant des îlots refuge et des habitats relais. La présence de divers habitats-relais et de structure refuge augmente la diversité des espèces. À cause de l'étroitesse relative du corridor, il reste soumis aux perturbations éventuelles de la matrice paysagère ;

– Type 7. Corridor large offrant en continu une bonne diversité de structures et d'habitats-relais. L'ampleur et l'organisation des habitats-relais en structures anastomosées assurent une efficacité optimale tout en limitant l'influence négative des perturbations anthropiques externes. Les corridors aménagés selon ce modèle structurel complexe (ensemble de milieux riches en structures linéaires tout en étant imbriqués par anastomose) sont certainement les plus efficaces par leur grande polyvalence. Le meilleur exemple d'un corridor efficace est fourni par des forêts alluviales naturelles dans les zones de forte divagation soumises à des crues périodiques. Une fois restauré et fonctionnel, un corridor de ce type, redevient théoriquement équivalent à une zone d'extension normale du continuum d'origine. Toutefois après un temps de maturation, la mosaïque initiale des habitats installés évolue vers un continuum forestier uniforme. Ainsi, afin de lui conserver son rôle prioritaire de connexion polyvalente, la gestion de l'espace « corridor » doit impérativement rechercher la conservation à long terme de structures de végétations diversifiées, organisées en tresses, par rajeunissement des plages de végétation. Cette structuration particulière se maintient grâce à la forte dynamique fluviale qui rajeunit constamment la mosaïque d'habitats. Ce modèle de structures polyvalentes anastomosées est applicable en milieux urbains ;

– Type 8. Corridor naturel complexe utilisant les zones d'extension et les marges écotonales des continuums spécialisés. Les propagules y trouvent constamment des sources alimentaires et des refuges appropriés. C'est par conséquent le corridor de dispersion idéal. En l'absence de fragmentation paysagère, ce corridor naturel est totalement efficace

car il draine à lui seul plus des 90 % des flux de dispersion. Malheureusement, en raison du manque de reconnaissance par l'homme des nombreuses fonctionnalités écosystémiques fournies spontanément, il est trop souvent fortement fragmenté par des mosaïques de milieux incompatibles et par de nombreuses infrastructures incongrues. Dans une stratégie de restauration des réseaux écologiques, c'est une priorité de rétablir ce type de corridor, de conserver sa polyvalence par une gestion appropriée des lisières et de compléter le réseau par des types de corridors complémentaires.

INFLUENCE DES FLUX EXTERNES D'ESPÈCES SUR LES MILIEUX URBAINS

Nous avons vu précédemment que le milieu urbain peut être considéré comme n'importe quels autres milieux transformés mais avec des dégradations extrêmes liées aux innombrables fragmentations spatiales et aux niveaux de perturbations particulièrement élevés. Encore faut-il comprendre dans quelle mesure la présence d'un écotone peut influencer favorablement la présence de biodiversité dans le milieu urbain.

Les zones d'interfaces entre le milieu urbain et les différents continuums naturels du paysage environnant, telles que présentées par la Figure 7, constituent des endroits stratégiques de présence spontanée possible d'espèces sauvages qui cherchent à s'installer et à tirer parti des structures spatiales des constructions humaines et de leurs aménagements végétaux particuliers. C'est par conséquent une zone sensible pour les enjeux de biodiversité en milieux urbains.

Dans une vision écosystémique du paysage, le milieu urbain joue le rôle d'un assemblage de structures minérales verticales de type « canyon avec pitons rocheux » accompagné d'îlots de végétation ». Ce milieu transformé pour les besoins de l'homme, en extension constante, peut également servir de zone refuge pour certaines espèces opportunistes de la faune et de la flore et offre notamment des perchoirs d'observation ou des sites de reproduction, à condition d'avoir accès à des ensembles d'habitats favorables à la survie des espèces hôtes. De plus, les déchets alimentaires abondent localement et attirent par conséquent de nombreuses espèces tolérantes aux activités humaines. Toutefois même ces espaces verts restent soumis aux multiples perturbations anthropogènes telles que les obstacles architecturaux, le bruit, les lumières, les odeurs et les diverses activités humaines.

En résumé, dans le milieu urbain, la biodiversité spontanée a des origines multiples et complexes :

- une origine historique liée à des îlots de milieux naturels résiduels volontairement maintenus dans la matrice urbaine en extension (bois, étangs, cours d'eau) ;
- une origine d'habitats secondaires de types forestiers, prairiaux, palustres, steppiques, etc., créés par le modelage régulier de certains espaces marginaux ou transitoires colonisés par d'innombrables espèces pionnières (cas des talus, bords de voies de circulation, berges de cours d'eau, friches industrielles temporaires, jardins d'ornements et potagers, etc.) ;

– une origine écosystémique fonctionnelle liée aux mécanismes universels de dispersion des propagules à partir de zones sources suffisamment productives grâce à la présence de « réservoirs de nature », généralement externes aux milieux urbains, dispersées dans les parties de paysages moins transformées.

Parmi ces mécanismes deux modes complémentaires de fonctionnement sont à distinguer :

- une dispersion au hasard des flux de propagules qui atteignent indifféremment des zones hostiles ou favorables ;
- une dispersion par flux organisés qui reste largement captive des structures en réseaux écologiques, ce qui constitue un mécanisme de survie contraignant mais plus efficaces.

En termes de qualité écologique, les habitats urbains naturels ou artificiels, sont soumis à de nombreuses perturbations dont l'infrastructure écologique correspond globalement à un ensemble d'espaces fortement dégradés et dépourvus de zones réservoir ou d'extension. Ils ne constituent au mieux que des espaces de connexion (corridors) au sein de l'infrastructure écosystémique régionale. Toutefois, s'ils sont judicieusement gérés, ces espaces de restauration naturelle potentiels peuvent contribuer à diminuer efficacement la fragmentation paysagère régionale (Davies *et al.* 2017).

La Figure 8 montre qu'il faut considérer que le milieu urbain constitue finalement un écosystème artificiel et peu hospitalier pour la biodiversité, mais qui attire involontairement les flux d'espèces les plus mobiles dont les chances de survie restent très limitées si l'homme ne réfléchit pas aux fonctionnalités écologiques des espaces qu'il a créé.

BIODIVERSITÉ CONCERNÉE

L'adoption d'une approche écosystémique dans un projet implique forcément de donner une priorité aux éléments naturels indigènes organisés dans des réseaux écologiques fonctionnels. Cependant la mise en place d'espaces végétalisés dans les milieux urbains répond d'abord à un souci de créer un cadre de vie agréable à l'homme mais pas obligatoirement en communion avec une nature spontanée. En effet, le besoin de nature correspond le plus souvent à une vision de nature domestiquée totalement maîtrisée ou profitable à la société de façon immédiate.

Les éléments de nature en milieux urbains sont le plus souvent considérés comme une curiosité apportant autant de bénéfices (plaisir d'observer la faune et la flore) que de problèmes écologiques (bruits, salissures, déprédations, invasion d'adventices dans les plantations). Le respect d'une nature sauvage, libre et indispensable n'est pas inné et il est clair que ce besoin de « nature » domestiquée correspond à une culture propre à certaines nations, comme la France, mais ce n'est pas une généralité. Ensuite il y a des degrés divers dans le « besoin » de domestication. Ainsi il est intéressant de comparer la philosophie des jardins à la française avec celle des jardins à l'anglaise (où la gestion est souvent plus différenciée).

La prise de conscience de l'importance vitale du maintien des réseaux écologiques régionaux pour conserver une certaine

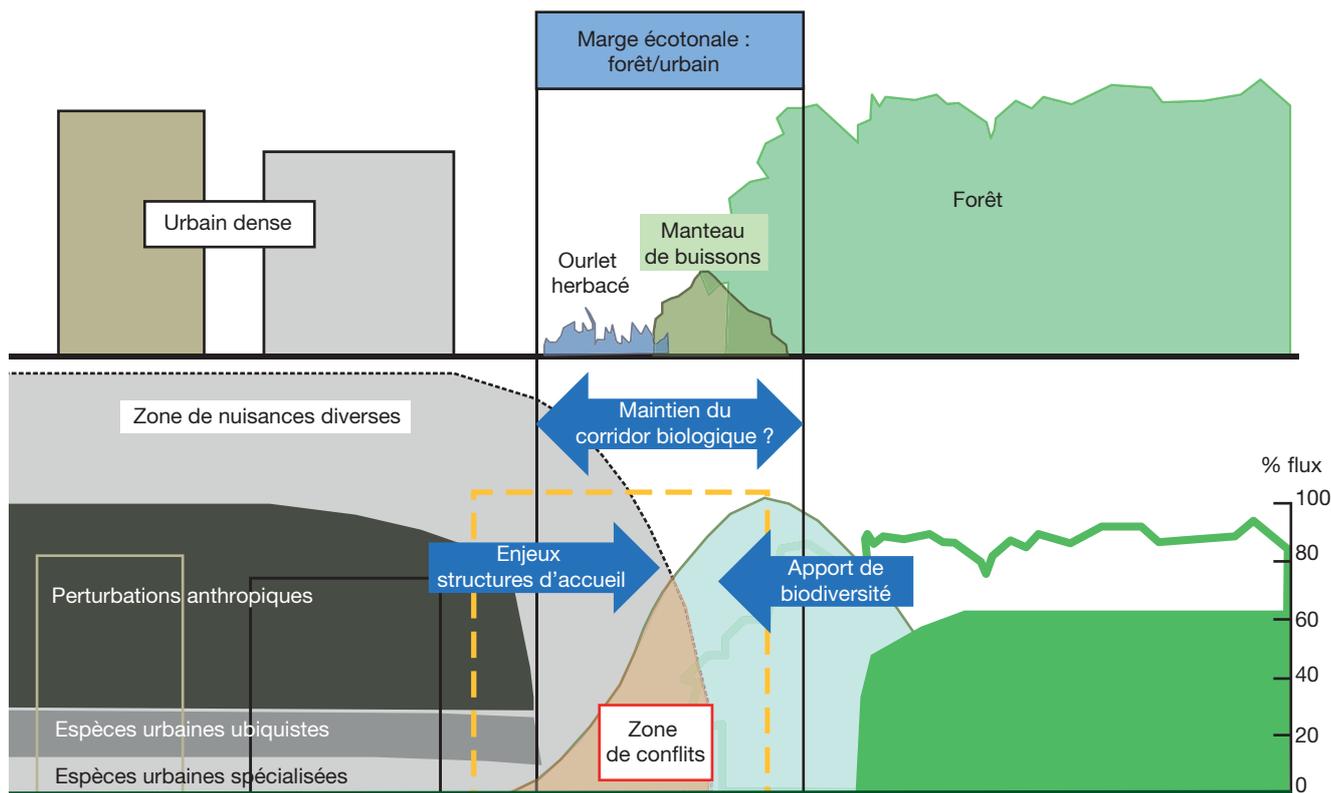


FIG. 8. — Spatialisation des enjeux de la biodiversité urbaine générée par la présence d'un habitat naturel. On retrouve ici les mêmes synergies que dans le schéma forêt/agriculture de la Figure 5. Par contre le milieu urbain n'apporte que très partiellement une biodiversité originale avec surtout de nombreuses perturbations. La zone d'influence de la marge écotonale forestière (ou aquatique) sur l'espace urbain va dépendre de l'importance des obstacles et des nuisances mais s'étend généralement sur une centaine de mètres.

biodiversité est relativement récente (Auvray & Poyer 2021), mais s'impose progressivement comme une contrainte généralisée incontournable pour la cohérence de l'aménagement du territoire.

Le retour de la nature en ville se traduit souvent par l'introduction de végétations cultivées, certes diversifiées, mais largement exotiques, issues des jardinerie fournissant en abondance des plantes ornementales et de multiples variétés créées par la recherche agricole. C'est un premier pas mais ce nouvel essor n'apporte rien au maintien de la biodiversité naturelle visée par les stratégies nationales et mondiales du Cadre mondial de la Biodiversité pour l'après 2020 (CDB 2022).

La multiplication des toits végétalisés, des surfaces d'agriculture urbaine sur des sols reconstitués voire de bâtiments largement recouverts de végétation, n'apportera malheureusement rien de plus que des îlots de milieux artificiels ou des archipels d'îlots de végétations pionnières de type xérique, certes favorables au bilan de gestion de l'eau et d'apports de biodiversité, mais peu propices au maintien des écosystèmes naturels caractéristiques du paysage originel s'ils ne sont pas inclus dans une planification de restauration de l'infrastructure écologique du paysage. Le rapport GROOVES analysant plus d'une centaine de toits végétalisés des villes françaises (Barra & Johan 2021) précise que les toitures aménagées représentent des écosystèmes originaux offrant des habitats bien spécifiques pour le vivant et qu'il semble utopique de

rechercher un modèle de toiture végétalisée « idéal universel ». Il nous encourage au contraire à faire évoluer la conception et la gestion des toitures végétalisées en s'inspirant du fonctionnement de certains écosystèmes naturels dont les toitures semblent se rapprocher.

L'objectif du Label BiodiverCity© « Optimiser la valeur écologique du projet » appliquant notamment le principe « Éviter-Réduire-Compenser », en respect de la Loi relative à la protection de la nature de 1976 et de l'ordonnance sur l'évaluation environnementale, cherche à réintroduire la notion de nature variée en ville par la construction de bâtiments respectueux de la nature préexistante est favorable à la restauration de micro-habitats apportant des éléments de nature, compatibles et complémentaires, au paysage environnant. Cette nouvelle approche (Barra 2022) n'exclut pas les créations architecturales d'espaces de végétation luxuriante et exotique, mais les complètent. Elle présuppose une réflexion approfondie sur le fonctionnement des réseaux naturels urbains comprenant des micro-biotopes, des habitats relais, des refuges et des corridors de dispersion, afin de recréer des écosystèmes efficaces, réellement profitables au maintien de la biodiversité. Une fois cette nouvelle infrastructure naturelle mise en place, il restera toujours suffisamment d'espaces pour des arrangements ornementaux ou des planches de jardinage hors sol. Cette infrastructure naturelle urbaine à créer doit suivre la même logique de fonctionnement que celle des réseaux d'écoulement

des eaux météoritiques (notions d'infrastructure verte). Cette démarche de labellisation se distingue des autres démarches (par exemple dans les labels BREEAM, LEED ou HQE) en exigeant des preuves sur les résultats des aménagements mis en place par le projet, sous forme d'une augmentation du capital naturel paysager.

PONDERATION DU POTENTIEL ÉCOLOGIQUE D'UN ÎLOT URBAIN EN RELATION AVEC SON ENVIRONNEMENT ÉCOSYSTEMIQUE

Un projet de renaturation urbaine est trop souvent développé en situation isolée ou très partiellement connectée à un réseau écologique. Le choix du projecteur est donc malheureusement restreint à des solutions de rattrapage en termes de restauration d'habitats favorables à la biodiversité.

Dans la pratique actuelle on devrait distinguer d'emblée les contraintes écologiques du projet liées au contexte urbain. On analysera notamment trois situations :

– l'îlot urbain dans lequel on peut développer au mieux une zone de biodiversité autarcique. Dans ce cas, le développement d'un potentiel écologique doit rechercher la mise en place d'habitats de bonne qualité et de surfaces suffisantes pour obtenir à terme le développement d'un ou plusieurs types de biotopes autonomes. Les fonctionnalités resteront cependant limitées par une colonisation aléatoire des propagules par voies strictement aériennes, limitant ainsi le potentiel écologique (PE) ;

– l'îlot urbain situé à proximité directe d'une zone écotonale d'un espace naturel (e.g., une forêt, une prairie ou un cours d'eau). Dans ce cas, la mise en place d'habitats restreints, mais de bonne qualité, permet de constituer des éléments d'habitats refuge plus ou moins fonctionnels en relation avec l'accessibilité du site-source ;

– l'îlot urbain situé dans un corridor écologique reconnu (local ou régional) constitue une véritable opportunité de restaurer la présence d'une biodiversité intéressante. Les habitats installés seront intensément utilisés s'ils sont attractifs en termes de qualités et de structuration spatiale. Le PE y sera plus élevé en fonction de la fonctionnalité globale du corridor et de l'importance des zones réservoirs connectées.

Des habitats plus étendus et bien structurés peuvent constituer des biotopes d'extension parfaitement fonctionnels. Le PE reste cependant variable en fonction des types de biotopes rétablis et de leur accessibilité.

Dans cette démarche d'appréciation préalable du PE, la cartographie préalable des éléments locaux contribuant aux réseaux écologiques est indispensable (éléments de preuve pour l'évaluation). La situation de l'îlot bâti dans le secteur urbain est en effet déterminante pour apprécier le niveau de fonctionnalité des aménagements verts envisagés.

Avec l'évaluation du potentiel écologique on dispose maintenant d'une double information chiffrée. La première concerne la qualité conceptuelle du projet, c'est-à-dire le savoir-faire biophilique des concepteurs. La seconde information, tout aussi essentielle, est celle de la contribution réelle au capital

naturel du site aménagé. Cette dernière fournira finalement la preuve que le projet contribue concrètement à l'effort de restauration des espaces naturels et de la biodiversité dans les milieux urbains.

La pondération des indicateurs sur une échelle de cinq points est issue de la pratique des groupes de travail chargés de comprendre et de suivre l'évolution des aménagements dans les phases de construction et d'aménagement d'un projet. En effet, les phases de planification s'accompagnent généralement de dossiers d'études d'impact qui doivent justifier des options de réalisation du projet. Ces évaluations successives doivent non seulement être comprises mais également anticipées et vérifiées par différents corps de métiers. L'application concrète et répétée nous a démontré que cette pratique était la plus facile à comprendre et s'avérait hautement fiable dans les résultats des applications. De plus, l'évaluation standardisée des facteurs, définissant un étalement de la valeur multifactorielle comprise entre une et 125 unités biotiques, permet d'obtenir une hiérarchisation spatiale des enjeux à la fois fiable et suffisamment détaillée.

OPTIMALISATION DU POTENTIEL ÉCOLOGIQUE DANS UN PROJET DE CONSTRUCTION

Clergeau & Provender (2017) ont proposé une grille d'évaluation de la biodiversité en milieux urbains utilisant plusieurs indicateurs. L'objectif des labels BiodiverCity© « Optimiser la valeur écologique du projet en appliquant le principe Éviter-Réduire-Compenser » cherche à réintroduire les notions de nature variée en ville par la construction de bâtiments respectueux de la nature préexistante (si elle existe encore !) et favorables à la restauration de micro-habitats apportant des éléments de nature, compatibles et complémentaires, au paysage environnant. Cette nouvelle approche n'exclut pas les créations architecturales d'espaces de végétation luxuriante et exotique, mais les complètent. Elle présuppose une réflexion approfondie sur le fonctionnement des réseaux naturels urbains comprenant des micro-biotopes, des habitats relais, des refuges et des corridors de dispersion, afin de recréer des écosystèmes efficaces, réellement profitables au maintien de la biodiversité. Une fois cette nouvelle infrastructure naturelle mise en place il restera toujours suffisamment d'espaces pour des arrangements ornementaux ou des planches de jardinage hors sol. Cette infrastructure naturelle urbaine à créer doit suivre la même logique de fonctionnement que celle des réseaux d'écoulement des eaux météoritiques.

Une des questions qui s'est rapidement posée est l'installation généralisée de toits végétalisés afin de restaurer un certain potentiel d'espaces de verdure contribuant au capital naturel urbain. Le projet GROOVES qui a analysé pendant plusieurs années plus d'une centaine de toits aménagés (Barra & Johan 2021) arrive à la conclusion que ce potentiel de verdure est certes intéressant mais conduit inévitablement à l'installation d'écosystèmes de type xérique exogène, à forte dynamique évolutive et relativement diversifiés mais qui contribuent

malheureusement que faiblement au renforcement de l'infrastructure écologique d'origine que l'on cherche à restaurer. Les préconisations prévues par le CiBi pour l'obtention d'un label BiodiverCity peuvent se résumer par une série de paramètres complémentaires qui influenceront le succès de l'opération.

La probabilité de constituer des biocénoses pérennes va dépendre de nombreux paramètres que le concepteur d'espaces verts devra maîtriser. En effet, l'optimisation du niveau de biodiversité va passer par une combinaison d'actions qui va générer la complexité et l'efficacité du nouvel écosystème urbain. Chaque action peut être conduite avec un niveau d'efficacité variable déterminant le résultat de l'opération. Cette première approche de la notion de potentiel écologique en s'appuyant sur les chances d'enrichir un projet en biodiversité spontanée devrait permettre d'orienter *a priori* le projeteur vers une conception paysagère aussi efficiente que possible en termes d'écologie des milieux urbains et finalement de biodiversité positive dans les milieux construits.

Les paramètres principaux concernent aussi bien l'organisation spatiale des aménagements que la qualité écologique de ces derniers. Ils fournissent autant de pistes pour la conception écologique des espaces de verdure liés au projet. Ils ne sont pas utilisés directement comme indicateurs pour l'évaluation du PE car ils sont établis en combinant plusieurs variables. Ils ont pour but essentiel de guider le travail de l'écologue, d'une part, pour orienter précocement les concepteurs vers l'établissement d'un plan masse facilitant l'intégration d'espaces verts, et d'autre part, pour proposer des aménagements naturels favorables à la biodiversité.

Chaque paramètre est évalué sur une échelle de pondération sur cinq niveaux couramment utilisée pour sa grande fiabilité lorsqu'elle est utilisée dans un groupe de travail.

PARAMÈTRE 1 : EFFICACITÉ ÉCOSYSTÉMIQUE DES HABITATS NATURELS DANS UN PROJET

L'effet écosystémique des aménagements verts traduit globalement l'importance relative d'une transition entre un habitat non-fonctionnel, un habitat de transit (élément de corridor) et un biotope fonctionnel permanent. L'assemblage sur une même surface d'une mosaïque d'habitats écologiquement complémentaires est indispensable pour obtenir la formation d'un ou de plusieurs biotopes. Ces biotopes sont signalés sur le plan du concept paysager. Ils permettent aux vérificateurs de comprendre la logique d'association des habitats utiles mis en place.

Efficacité escomptée pour la fonctionnalité des assemblages d'habitats

Niveau 1. Installation d'habitats hétéroclites ou création d'un habitat indigène structuré majoritairement par des plantes exotiques ayant au mieux fonctions de perchoir, refuge ou abris dans un corridor.

Niveau 2. Création d'un type d'habitat indigène dominant complété avec d'autres éléments d'habitats indigènes utilisables dans un corridor.

Niveau 3. Plusieurs ensembles d'habitats indigènes simples mais non connectés utilisables dans un corridor ou dans un

biotope. Par exemple divers types de prairie-buissons, arbres-lisières, eau-ceintures d'hélophytes, etc.

Niveau 4. Plusieurs ensembles d'habitats indigènes, simples ou complexes, accessibles mais non connectés susceptibles de former des biotopes permanents.

Niveau 5. Plusieurs ensembles complémentaires d'habitats indigènes interconnectés et fonctionnels formant des biotopes permanents.

PARAMÈTRE 2 : MODE D'ASSEMBLAGE DE FRAGMENTS

D'HABITATS AMÉLIORANT LA FORMATION DE BIOTOPES UTILES
Indépendamment de la qualité et la capacité de chaque habitat, la disposition spatiale des aménagements d'habitats sur un site doit faciliter leur connectivité. Le Tableau 2 présente les dispositions spatiales pertinentes et leur niveau d'efficacité possible. On constate que l'accessibilité et la proximité constituent des indicateurs essentiels dans la disposition des habitats. Cette synergie exprime la probabilité de formation d'un biotope utile dans le projet.

Ainsi, dans chaque projet, il faut nécessairement respecter l'accessibilité directe rendue possible par une grande proximité et par l'absence d'obstacles entre les éléments d'habitats. La connexion est réalisée par analogie à l'aménagement d'un micro-corridor.

PARAMÈTRE 3 : CAPACITÉ D'ACCUEIL DU BIOTOPE

La surface globale des espaces de végétation indigène formant un biotope urbain est un paramètre important de contribution au potentiel de biodiversité dans une zone écotonale voire dans un corridor.

L'échelle de surface est adaptée au milieu urbain. Dans un paysage transformé non urbain le seuil optimal pour former un biotope autarcique est atteint à partir d'environ 1 ha d'habitats naturels. En milieu urbain on vise à développer une amorce de biotope autarcique de valeur moyenne à partir de 500 m². Exemple : une prairie fleurie avec murs de pierres sèches hébergeant une micro-population de lézards et de papillons.

Efficacité surfacique escomptée

Niveau 1. 1-100 m²

Niveau 2. 101-500 m²

Niveau 3. 501-1200 m²

Niveau 4. 1201-5000 m²

Niveau 5. > 5000 m²

Remarque : L'étalement des surfaces pour définir des niveaux d'efficacité potentielle des biotopes a été choisi en fonction des pratiques courantes des projets urbains (surfaces vertes aménagées) et des résultats observés sur le développement de la biodiversité.

Une bonne structuration spatiale des habitats augmente considérablement la capacité d'accueil des espèces. Dans la démarche de labellisation, la complexité des structures du patch d'habitats ne pourra En revanche être référencée qu'après cinq années de gestion par plusieurs indicateurs concomitants tels que le nombre de strates de végétation, la diversité en substrats naturels du sol et la richesse en structures-abris (litière, bois morts, pierres, terriers de micromammifères, etc.).

TABLEAU 2. — Niveau escompté des synergies entre les surfaces aménagées en fonction de leur disposition spatiale. Le cercle rouge exprime la probabilité de formation d'un biotope utile dans le projet. L'épaisseur du trait traduit l'importance du flux de connexion

Niveau d'efficacité des connexions	Configuration spatiale	Conséquences sur l'efficience
1		Les trois habitats (ou plus) sont trop éloignés ou séparés par des obstacles pour être interactifs Sur trois habitats (ou plus) seuls deux sont interactifs et peuvent former un biotope partiel
2		Les trois habitats (ou plus) sont suffisamment proches pour former un biotope partiel
3		Les trois habitats (ou plus) sont suffisamment proches et partiellement connectés pour former un biotope acceptable
4		Les trois habitats (ou plus) sont suffisamment proches et partiellement connectés pour former un bon biotope
5		Les trois habitats (ou plus) sont proches et facilement connectés. Ils forment un biotope potentiellement efficace

PARAMÈTRE 4: CARACTÉRISTIQUES QUALITATIVES DES HABITATS PERMETTANT L'INSTALLATION DE BIOTOPES

Un habitat est caractérisé par sa biocénose (ensemble faune et flore). La végétation installée doit laisser une place à la végétation spontanée qui est fournie essentiellement par le stock grainier du sol conservé ou mis en place par le projet. La végétation exotique, plantée au démarrage de l'aménagement, devrait progressivement être remplacée par une végétation spontanée indigène ou disposée uniquement sur le pourtour du biotope (cas de plantes ornementales) afin de laisser s'exprimer la naturalité de l'aménagement des habitats installés sur le site. Cette logique d'évolution spontanée des espaces verts est encore trop souvent contraire à la pratique habituelle des entreprises qui doivent garantir le maintien de la végétation installée. Elle s'observe cependant dans de nombreuses villes telles que Reykjavik, Prague, Madrid, Vienne, Auckland, Sydney, Bratislava, villes qui cherchent à diminuer l'entretien de leurs surfaces vertes dans un souci politique de favoriser la présence de la biodiversité dans les espaces publics et d'économie de main d'œuvre. Cette option nouvelle de restaurer la présence de biodiversité indigène en ville doit faire l'objet de formations sérieuses pour les jardiniers-paysagistes et d'informations auprès du public afin de bannir les plantations d'espèces exotiques envahissantes.

Les indicateurs qualitatifs contribuant à la valeur intrinsèque d'un biotope sont les suivants :

- la biodiversité initiale est décrite par les taxons de flore et de faune observés sur le site ;
- la biodiversité du projet est décrite par les espèces espérées de la guildes spécifique du biotope que l'on désire installer sur le périmètre du projet ;
- la présence d'espèces patrimoniales ou remarquables est en tous les cas un atout de valorisation de la qualité des biotopes.

Le choix d'espèces emblématiques correspond à la définition d'objectifs pour le concept de réalisation des aménagements. Il ne signifie pas obligatoirement que la présence des dites espèces soit assurée. Il doit attester toutefois un niveau de réflexion de la recherche d'une contribution réelle à la formation de biotopes utiles à l'espèce au niveau du site de projet ou au niveau du quartier. Toutefois au niveau du projet, il est important de tenir compte des différentes perturbations telles que des entretiens trop fréquents, des éclairages nocturnes, des passages fréquents et réguliers, qui vont altérer la qualité des biotopes éventuels et donc empêcher les espèces les plus sensibles de s'installer. Le niveau global des perturbations et leur zonation respective vont conduire à réduire partiellement les zones de biotopes potentiels. Dans ce cas, on parlera de biotopes à naturalité réduite.

Efficacité escomptée des aménagements pour attirer une certaine biodiversité

- Niveau 1.** Eléments simples ne formant pas de structure abris.
- Niveau 2.** Structures de végétation exotiques organisées en îlots.
- Niveau 3.** Structures de végétation indigène organisées en îlots.
- Niveau 4.** Structures de végétation indigène organisées en mosaïque.
- Niveau 5.** Végétation indigène organisée en mosaïques structurées complexes.

PARAMÈTRE 5: CONNEXIONS EXTERNES DU GROUPE D'HABITATS

Les îlots de nature en milieux urbains sont largement influencés par la proximité de continuités naturelles qui vont fournir une plus ou moins grande quantité de propagules en fonction de la distance à parcourir et de l'existence de structures de connexion (corridors biologiques).

Chaque îlot projeté (site) est analysé selon un gradient simple établit par le zonage écologique de chaque continuité.

La diversité biologique espérée sur le site de projet va dépendre des connexions avec les différents types de continuités naturelles. Chacune des continuités avec une bonne probabilité d'apparition va apporter ses espèces spécialisées et généralistes dont certaines sont caractéristiques.

Efficacité escomptée des connexions externes d'un site

Niveau 1. Site éloigné de toutes structures écologiques = îlot de nature en milieu urbain.

Niveau 2. Site à proximité immédiate d'une continuité naturelle => îlot de nature urbaine susceptible d'être colonisé par des propagules aériennes.

Niveau 3. Site inclus dans un corridor écologique spécifique ou polyvalent (terrestre, aérien ou aquatique) => le site aménagé peut jouer le rôle d'habitat-relais.

Niveau 4. Site inclus dans une zone écotonale d'une continuité écologique spécifique. Les connexions à travers les obstacles sont organisées (passages à faune) => site pouvant jouer le rôle de biotope périphérique complémentaire multifonctionnel (reproduction, nutrition, refuge).

Niveau 5. Site inclus dans une zone écotonale ou d'extension d'une continuité écologique spécifique. Aucun obstacle aux déplacements des propagules => site pouvant jouer le rôle de biotope intégralement disponible si les critères qualitatifs et de capacité sont également remplis.

PARAMÈTRE 6 : GESTION DES PERTURBATIONS ANTHROPIQUES

De nombreux efforts d'amélioration de l'espace vital humain sont intégrés aux nouvelles constructions mais sont plus rarement orientés vers une meilleure intégration de la biodiversité :

De nombreuses plantations ornementales, composées essentiellement de plantes exotiques, n'apportent pratiquement aucun effet positif sur l'installation et le développement de la faune et la flore indigène. On peut noter toutefois que certains massifs de plantations horticoles peuvent parfois créer des structures refuge utiles à quelques espèces, à condition que ces surfaces ne soient pas constamment entretenues.

Le verdissement des façades par des plantes grimpantes n'attire que temporairement certaines espèces animales qui cherchent un refuge nocturne ou qui trouvent une nourriture hivernale bienvenue, par exemple avec les baies de vigne vierge ou de lierre. Toutefois l'effet recherché d'atténuation des températures extrêmes ou d'épuration des poussières est propice à la qualité écologique globale des autres aménagements verts.

Les balcons plantés d'arbres ou de buissons en pot ou en container vont également créer des structures refuge attractives pour plusieurs espèces d'oiseaux dont la cohabitation est difficile avec les occupants du bâtiment. C'est le cas par exemple, des tourterelles, des choucas, des corneilles ou des étourneaux. L'aménagement de biotopes écologiquement cohérents au sol ou en toiture, vont profiter indirectement de la présence de ces éléments verticaux de verdure grâce à une diminution partielle des perturbations anthropiques sur les espaces réservés aux biotopes dans le projet.

L'ampleur des fonctions de ces éléments est variable mais génère parfois des effets cumulables.

Efficacité fonctionnelle relative des habitats, biotopes et microstructures

La fonction d'accueil. Elle est créée par la présence au sol de structures détritiques offrant des micro-refuges aux propagules susceptibles de coloniser l'espace-habitat (e.g., pierres, bois morts, litière de feuilles, terriers de micromammifères).

La fonction de guidage. Elle est assurée par une structure linéaire servant de repère visuel pour le déplacement de nombreux animaux (e.g., mur, fossé, ruisseau, lisière, route).

La fonction d'observatoire. Elle est fournie généralement par une structure ponctuelle surélevée qui permet aux animaux de surveiller l'habitat-ressource (e.g., piquet, tas de pierres, arbre isolé, poteau, monticule).

La fonction de gîte-refuge. Elle est assurée par un assemblage de structures fournissant un abri visuel aux animaux qui cherchent à se reposer ou se réfugier dans un habitat à traverser ou à exploiter (e.g., tas de bois, tas de pierres, groupe de buissons, îlot de végétation herbacée dans une surface fauchée ou cultivée).

La fonction de ressource alimentaire. Elle est possible si le feuillage ou les fructifications de la végétation exotique sont consommables par l'une ou l'autre des espèces indigènes.

La fonction d'abreuvoir. Elle est complémentaire aux ressources alimentaires fournies par l'habitat. Un point d'eau est généralement indispensable dans tous les habitats un peu secs.

La fonction d'abri-nurserie. Elle est un assemblage de structures multifonctionnelles offrant un refuge discret, peu accessible, bien sécurisé, permettant la reproduction d'espèces liées à l'habitat pour leur nourriture (e.g., arbre à cavités, falaise de rocher, tas de pierres avec loges aménagées, étang d'accumulation hors zones humides, tas de foin, divers nichoirs artificiels).

PRISE EN COMPTE DU CONTEXTE PAYSAGER

L'étalement urbain génère de nombreux risques de fragmentation des réseaux écosystémiques et la diminution de la biodiversité. Il revient, par conséquent, aux planificateurs et aux constructeurs d'intégrer de nouvelles obligations dans les projets d'urbanisation.

Plusieurs principes permettent de limiter la dégradation du paysage urbain :

- la restauration des réseaux écologiques urbains préexistants, d'importance régionale, doit être une priorité dans toutes les zones concernées par le développement urbain. Toutefois, en milieu urbain, cette action n'est pas toujours correctement prise en compte. Or la cartographie des réseaux écologiques au niveau régional montre que les principaux éléments de fragmentation des continuités naturelles sont aussi bien les infrastructures de circulations que les zones d'urbanisation. Ces obstacles majeurs peuvent être surmontés en planifiant correctement les espaces dévolus aux corridors écologiques et en prenant les mesures nécessaires de franchissement des obstacles ;

- une fois identifiés, les corridors naturels préexistants dans un milieu urbain constituent un des éléments de réseaux écologiques les plus facilement intégrables, à condition de réserver

dans leur périphérie les espaces nécessaires en tant qu'élément complémentaire d'infrastructure verte au niveau de chaque îlot bâti. Une contribution active de chaque projet au maintien et au renforcement de corridors naturels est relativement facile à mettre en œuvre si on en connaît les principaux facteurs de fonctionnement et les règles de l'art qui s'y rattachent ;

– le concept d'urbanisation, ainsi que les projets de construction visant l'intégration d'espaces naturels, devront obligatoirement s'inspirer de l'environnement végétal présent dans le secteur paysager concerné. Ils chercheront à reconstituer à la fois les structures spatiales, les conditions édaphiques et les assemblages d'espèces végétales conformes aux espaces naturels les plus proches. Toutefois, cette conformité n'implique pas de recréer une uniformité d'associations végétales et encore moins une banalisation du paysage végétal. Il est possible de mettre en évidence des associations particulières en jouant avec des stades évolutifs pionniers ou influencés, par exemple, par une exploitation orientée vers des tendances xériques, humides, ombrophiles ou des sols minéralisés ou humiques ;

– la réutilisation des sols originels de surfaces encore non construites permet de reconstituer facilement une grande partie du cortège floristique local, à condition d'être stockés en respectant les normes (hauteur et succession des strates) pendant les phases de chantier, car les stocks de graines et de racines restent vivants plusieurs années ;

– dans les zones influencées par des continuités naturelles préexistantes ou des corridors écologiques, le concept de végétalisation des surfaces en construction s'appuiera le plus souvent sur le cortège des espèces cultivées momentanément disponibles sur le marché régional. Ces espèces sont malheureusement souvent d'origines exotiques, issues de croisements ou de manipulations génétiques et mises à disposition sur le marché par quelques grands producteurs européens. Seuls quelques rares marchands grainiers et pépiniéristes locaux se donnent la peine d'offrir des espèces indigènes (de marque « végétal local »). Cependant, il reste possible de travailler, par anticipation et par collaborations interprofessionnelles avec des entreprises spécialisées, en réservant d'avance des graines et des plants indigènes, selon un cahier des charges précis qui rende possible la reconstitution de prairies fleuries, de haies, de massifs boisés, basées uniquement sur les espèces indigènes. Dans cette situation, l'intégration de plantes exotiques (allochtones) est possible mais devrait rester marginale en occupant, par exemple, des espaces de transition entre des zones fortement fréquentées (trafic ou piétons) et des zones de tranquillité à tendance naturelle. Dans les espaces les plus favorables à la formation de biotopes, l'installation de la faune se fera spontanément en relation avec la position plus ou moins fonctionnelle dans les réseaux écologiques reconstitués. Cette restauration de biotopes implique des responsabilités dans la gestion et une utilisation restrictive de l'espace par l'homme et ses animaux commensaux. En effet en installant des nouveaux habitats naturels attractifs pour la faune sauvage il faut éviter qu'ils deviennent les nouveaux terrains de chasse pour les chiens et les chats du quartier. C'est pourquoi ces espaces « nature » seront protégés d'une trop forte pression anthropique par des structures refuges, des zones de

tranquillité (difficilement accessibles) et l'absence de pièges architecturaux (Nature-Isère 2018) ;

– l'utilisation de plantes allochtones ornementales, à proximité et sur les bâtiments, devrait rester systématiquement réservée à des surfaces particulières, non concernées par la reconstitution de biotopes ou de réseaux écologiques, destinées uniquement au renforcement de la qualité du cadre de vie de l'homme et non à la création de biotopes pour la faune. Il s'agirait concrètement de mettre en place un gradient de naturalité au sein des espaces verts aménagés en plaçant les espèces exotiques dans les zones de contact avec les activités humaines et d'aménager des noyaux d'espaces naturels dans les zones les moins fréquentées, voire difficilement accessibles à l'homme, en dehors d'une pratique de gestion extensive. La création d'îlots de nature dans l'intention de constituer des biotopes attractifs reste possible dans des situations particulières telles que la création de zones refuge de surfaces importantes, par exemple dans un corridor aérien, avec la création de biotopes destinés aux oiseaux et aux insectes.

FONCTIONNEMENT D'UN CORRIDOR NATUREL EN MILIEUX URBAINS

Bien que la restauration d'un corridor naturel en milieu urbain ne soit pas un objectif habituel pour un constructeur, il peut toutefois arriver qu'un projet doive intégrer la proximité immédiate de ce type d'infrastructures naturelles. C'est d'une part, un défi intéressant pour la création d'espaces verts intégrant la restauration de corridors naturels, et d'autre part, c'est l'occasion de profiter au maximum de l'apport spontané de biodiversité indigène permettant d'atteindre des scores intéressants pour le potentiel écologique du projet de construction.

Les principes appliqués sont :

– l'espace dévolu à un futur corridor biologique doit être dépourvu d'obstacles majeurs (difficilement franchissables par les différentes espèces). Le corridor peut toutefois être partiellement cloisonné à condition que chaque cellule (secteur) reste accessible grâce à la présence d'un ou de plusieurs passages privilégiés (cheminement protégé, passages à faune, conduits de fuite, échelles spécifiques, bords de cours d'eau, talus, murets, etc.) ;

– l'identification des zones réservoir à connecter permet de définir la nature des structures de guidage et des habitats-relais à mettre en place. Ces structures peuvent être polyvalentes et/ou spécifiques. Une organisation spatiale de structures anastomosées permet d'assurer la multifonctionnalité des corridors ;

– la largeur d'un corridor biologique dépend de la taille des animaux potentiellement utilisateurs (espèces cibles) mais elle peut être variable avec des rétrécissements et des élargissements permettant la création de zones de végétation refuge ;

– la présence d'un cours d'eau bordé de végétation naturelle favorise l'apparition d'un corridor multifonctionnel grâce aux diverses continuités traversées et aux interfaces possibles entre les milieux aquatiques, paludéens, forestiers, prairiaux, minéraux, disposés en parallèle ;

– la tranquillité d'un corridor écologique est un facteur important de bon fonctionnement. Elle est assurée essentiellement par la présence de nombreuses structures refuges difficilement accessibles à l'homme et aux animaux domestiques et par des restrictions d'utilisation (notamment les éclairages et les circulations de véhicules) ;

– la présence de micro-habitats joue un rôle favorable en complément aux structures de guidage. Il peut s'agir de mursiers (tas de pierres construits), de dépressions inondées, de petits plans d'eau, d'amas de souches ou de troncs d'arbres ;

– le développement en mosaïque de plantes appétantes (par exemple des plantes mellifères pour les insectes) va améliorer l'attractivité et la mise en confiance des animaux en déplacement ;

– la présence de chemins piétonniers dans un corridor est possible à condition de limiter la fréquentation nocturne des promeneurs, la divagation des chiens et l'éclairage artificiel inutile. Hors des horaires de fréquentation humaine, un chemin piétonnier redevient une piste de déplacement pour la faune.

ÉTAPES DE DOCUMENTATION ET DE CADRAGE CARTOGRAPHIQUE DU PROJET

L'ensemble des étapes de travail qui suivent nécessite l'utilisation d'un Système d'Information géographique (SIG) simple. Cet outil cartographique doit permettre de faire la modélisation du contexte écosystémique du projet puis d'effectuer le suivi du potentiel écologique au cours des différentes phases d'élaboration du projet. On va chercher à définir quelques horizons temporaires de l'état d'efficience des éléments naturels présents sur le site du projet en modélisant leur répartition spatiale, leur fonctionnement possible et finalement leur potentiel écologique. Ces différentes actions sont reprises dans le cahier des charges de l'étude de l'écologie (voir les différents manuels BiodiverCity©).

Les évaluations du potentiel écologique de chaque projet découlent directement de la cartographie des habitats mis en place. Remarque : Le projet-test utilisé comme exemple est réel mais l'exploitation des données est fictive.

ÉTAPE 1 – COLLECTE DES DONNÉES DISPONIBLES SUR LE CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL DU PROJET

Principe à respecter

L'ensemble des données permettant de comprendre l'ampleur actuelle de l'infrastructure écologique du site analysé est indispensable à collecter et à synthétiser :

– recherche des éléments cartographiques disponibles concernant les réseaux écologiques régionaux et locaux (TVB et SCoT et PLU) ;

– analyse complémentaire des images satellitaires (Google Map) pour localiser les éléments naturels ordinaires présents dans la zone d'étude ;

– visite détaillée des environs du site afin de compléter et décrire les données de présence d'habitats naturels complémen-



- Continuum aquatique : cours d'eau
- Continuum arboré : ensemble d'arbres ornementaux et spontanés par groupes ou en allées
- Continuum prairial : ensemble de prairies naturelles et artificielles
- Continuum xérique : ensemble de surfaces pauvres en sol avec végétation pionnière clairesemée, y compris toitures végétalisées
- Surfaces grises : surfaces construites dépourvues de végétation. Bâtiments et voies de circulation
- Construction projetées

Fig. 9. — Définition de la zone de référence du projet sur plan à l'aide de Google Earth. Le périmètre de référence (en rouge) est utilisé pour collecter les informations cartographiques sur les réseaux écologiques préexistants.

taires discrets pouvant être utiles au projet de renforcement de l'infrastructure écologique.

Préalable

Le site de projet est localisé géographiquement. La collecte d'informations porte sur un secteur d'environ 25 km² (5 × 5 km) centré sur le site.

Le thème de l'engagement du maître d'ouvrage visant à prendre en charge la biodiversité dans son projet (Axe 1) suggère d'apprécier et d'évaluer en amont la biodiversité du site et de son environnement biologique. Les données d'inventaires et les études de terrain doivent permettre d'établir une cartographie de la répartition spatiale des habitats naturels et transformés, chaque habitat étant en principe décrit par des inventaires biologiques de faune et de flore. La Figure 9 réunit les données des inventaires biologiques de base du site analysé.

À ce stade du projet il est nécessaire de collecter l'information existante sur les réseaux écologiques régionaux et locaux (TVB) et de faire un extrait cartographique des éléments connus sur une zone de référence entourant le projet. Ces éléments carto-



- Continuum aquatique du cours d'eau et de sa zone d'influence
- Continuum forestier : allées d'arbres et arbres isolés
- Zones construites à revitaliser par des spots végétalisés
- Voies de circulation intégrant des allées d'arbres et des îlots de végétation
- Construction projetée
- Futur square intégrant des îlots de végétation
- Cheminements piétonniers pouvant être utilisés par la faune terrestre

FIG. 10. — Contexte environnemental du projet.

graphiques sont fournis par le Schéma Régional de Cohérence Écologique (SRCE) illustré dans la Figure 10. Ils sont normalement précisés dans les Plans locaux d'Urbanisme (PLU) et dans les Schémas de Cohérence territoriale (SCOT). Ils sont également accompagnés de banques de données (présence d'habitats et d'espèces à valeur patrimoniale) permettant de caractériser les différents éléments cartographiques mis à disposition.

Il faut toutefois être conscient que les données cartographiques fournies dans le cadre du SRCE constituent une synthèse de données d'importance prioritaire destinées à documenter le réseau écologique national. C'est donc le résultat d'une approche sélective qui a retenu comme informations éligibles les éléments prioritaires (habitats et espèces indicatrices remarquables ou patrimoniales) pour constituer la documentation du facteur Qualité. Il faut donc les compléter et rechercher l'ensemble des informations de présence de nature ordinaire qui constitue l'information locale utile pour la réalisation de projet. En effet, la majeure partie des habitats utiles à la restauration ou au renforcement des réseaux écologiques est formée d'éléments non sélectionnés par la démarche TVB. La consultation des critères et des indicateurs permettant d'évaluer la qualité écologique des éléments constitutifs d'une TVB (Sordello *et al.* 2011) est utile. Elle fournit une interprétation plus détaillée de l'environnement

du projet ainsi qu'une part importante de la substance réelle du potentiel écologique contenu dans la matrice du paysage.

ÉTAPE 2 – DÉFINITION SPATIALE DE LA ZONE DE RÉFÉRENCE DU PROJET

Principe à respecter

La zone de référence, telle qu'illustrée par la Figure 9, devrait couvrir *a minima* 4 km² de manière à appréhender correctement les interactions écosystémiques (présence éventuelle d'habitats naturels isolés ou de continuités écologiques) pouvant influencer le site du projet (en rouge sur l'exemple). La zone de référence est utilisée pour collecter l'ensemble des informations cartographiques sur les réseaux écologiques.

Sur cette zone restreinte on réalisera une cartographie détaillée sur SIG des éléments d'occupation du sol ainsi que les éléments de type urbain. Il s'agit essentiellement d'espaces de végétation mais également de bâtiments attractifs pour la faune (construction refuge).

ÉTAPE 3 – CARTOGRAPHIE DES ÉLÉMENTS DE TRAMES ÉCOLOGIQUES PRÉSENTS DANS LA ZONE DE RÉFÉRENCE

La Figure 10 identifie l'ensemble des éléments utiles à l'intégration du projet dans son contexte environnemental et écosystémique. Ces éléments sont mis en évidence et deviennent des objectifs d'optimisation pour le capital naturel local.

Les éléments extraits des documents d'urbanisme: SRCE, PLU ou SCoT, sont généralement présentés sous formes de périmètres précis (zones réservoir) ou de trames (corridors et continuités d'habitats). Les différents trames et sous-trames peuvent se superposer. À ce stade, l'information disponible reste souvent lacunaire, car seuls les éléments remarquables sont sélectionnés. Il est donc nécessaire de la compléter en cartographiant les habitats ordinaires et les structures locales, en tant qu'ensemble d'éléments qui vont fournir la majorité des mesures de restauration d'un projet. Il est indispensable d'identifier les connexions éventuelles du projet avec son environnement sous forme de compléments à des biotopes ou à des corridors existants. Les connexions sont intégrées en troisième étape du nouveau projet. Elles offriront une plus-value non négligeable au niveau des fonctionnalités des habitats utiles créés.

ÉTAPE 4 – CARTOGRAPHIE DES ÉLÉMENTS DE TRAMES ÉCOLOGIQUES PRÉSENTS DANS LA ZONE DE RÉFÉRENCE DU PROJET

Les structures issues de la TVB et du SRCE ainsi que les données d'obstacles sont fournies par les banques de données cartographiques nationales telles que la BD Carto de l'IGN.

Cette étape présentée sur la Figure 11 permet de décrire sommairement l'état initial de la zone de référence concernée par le projet et des connexions possibles reliant les habitats analogues.

Diagnostic

Présence initiale d'une friche urbaine variée avec quelques arbres et buissons ornementaux. Ces éléments vont totalement disparaître lors de la construction des nouveaux bâtiments mais peuvent être recréés et améliorés par le projet.



-  Accès terrestres avec des habitats aquatiques artificiels (bassins)
-  Accès direct à la végétation des parcs du voisinage par voie terrestre et aérienne
-  Accès aux îlots de végétation de friches xériques des toits et des zones temporairement non construites
-  Accès à la marge écotonale du cours d'eau par voie aérienne
-  Zone du projet

FIG. 11. — Contexte environnemental du projet. Les connexions fonctionnelles des habitats créés par le projet sont présentées.

ÉTAPE 5 – COLLECTE DES DONNÉES CARTOGRAPHIQUES

Principe à respecter

Les données du projet sont implémentées dans la cartographie et dans le tableau attributaire décrivant l'état initial du site (Fig. 12) :

- cartographie des aménagements végétaux créés par le projet architectural ;
- prise en compte de données concernant la composition et la structuration spatiale des habitats verts créés par le projet.

Objectif

Créer par exemple un habitat de lisière forestière ombragée fortement structurée, comprenant des parois végétalisées et des nichoirs.

Cas particulier des bâtiments, des façades et de toutes parois verticales offrant un potentiel d'aménagements intéressants pour la faune et la flore

Les façades intégrant des éléments d'habitats ou de microstructures favorables à la faune et la flore sont toujours possibles. Dans une modélisation spatiale habituelle, les parois verticales apparaissent avec une valeur de capacité très réduite car la surface projetée est faible. Cependant l'indicateur surface est toujours lié à l'indicateur « circularité des polygones ». Ainsi malgré une surface projetée de 200 m² (2 m × 100 m) pondérée en classe 2, la surface verticale réelle atteint en revanche un indice de circularité de 0,7, soit une pondé-

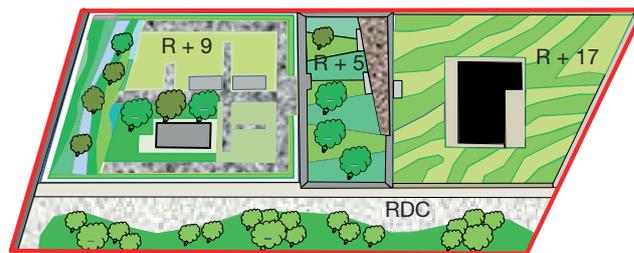


FIG. 12. — Les plans de détail de chaque niveau permettent d'établir le plan d'ensemble des aménagements du projet. En rouge le périmètre soumis à une labellisation. Les éléments de végétation naturelle sont présents à différents niveaux sur les toitures. Par conséquent les interactions entre les différents îlots de végétation sont amoindries. Dans ce projet, les façades ne sont que partiellement intégrées au concept de renaturation.

ration de quatre points qui compense la faible valeur de la surface projetée. Finalement, la combinaison avec les autres indicateurs factoriels (C3 à C9 comprenant la diversité des structures verticales, la complexité du substrat, l'hétérogénéité de l'habitat, la diversité de l'écosystème, la biomasse végétale et animale créée), permet de compenser totalement la faible note du facteur C1 et d'intégrer ainsi parfaitement la valeur globale de l'élément.

ÉTAPE 6 – CARTOGRAPHIE DES NOUVEAUX HABITATS NATURELS ET CRÉATION D'UNE BASE DE DONNÉES DÉCRIVANT L'ÉTAT FINAL ESCOMPTÉ

Principe à respecter

Les données du projet sont implémentées dans la cartographie et dans le tableau attributaire décrivant l'état initial du site :

- cartographie sur Google Map de l'occupation des surfaces du projet en termes d'habitats naturels ou construits de manière à disposer non seulement des surfaces mais également des périmètres concernés ;
- identification et pondération de chaque surface d'habitats à l'aide des grilles d'évaluation établies pour chaque indicateur.

Objectif

Créer par exemple un habitat de lisière forestière ombragée et fortement structurée, comprenant des parois végétalisées et des nichoirs.

ÉTAPE 7 – INTÉGRATION DES AMÉNAGEMENTS NATURELS CRÉÉS À L'INFRASTRUCTURE ÉCOLOGIQUE URBAINE

Principes à respecter

Établir l'importance des connexions (accessibilité) des habitats du projet avec l'ensemble des biotopes et des corridors environnants.

Des superpositions entre biotopes sont possibles au niveau des écotones polyvalents : lisières, bords de cours d'eau, de prairies, haies, etc.

La présence d'obstacles majeurs (réseau de routes) crée une fragmentation quasi-totale pour la formation de biotopes en connexion théorique avec les aménagements du projet pour des habitats éventuellement situés au sud du site.

Objectif

Recadrage sur SIG des aménagements du projet dans leur contexte environnemental, au niveau de la zone de référence.

La formation de biotopes et de connexions possibles vers des continuités naturelles externes au projet. En effet, l'agrégation de patches d'habitats pour former un ensemble écologiquement complémentaire susceptible de créer un biotope fonctionnel va résulter d'une interprétation logique des assemblages d'habitats créés par le projet avec ceux préexistants sur le site. Ce travail d'agrégation est réalisé par l'écologue chargé du projet. Chaque biotope ainsi identifié sur le site du projet fait l'objet d'une description détaillée justifiant de l'attribution d'une pondération des différents indicateurs préconisés pour l'évaluation des trois facteurs déterminant que sont la Qualité, la Capacité et les Fonctions.

Remarque: dans une situation de bâti urbain dense, les aménagements naturels doivent pouvoir former des biotopes fonctionnant le plus souvent uniquement à l'intérieur du périmètre du projet (autarcie totale). Toutefois on peut tenir compte de futurs aménagements planifiés dans un proche avenir.

ÉTAPE 8 – CALCUL DE LA VALEUR ÉCOLOGIQUE DU SITE AUX DIFFÉRENTS STADES D'AVANCEMENT DU PROJET

Principes à respecter

Chaque indicateur est pondéré en respectant strictement les classes de valeur présentées dans la procédure d'évaluation telle que prévue au chapitre suivant. L'évaluation portera successivement sur l'état initial, l'état en cours de réalisation et l'état final après un et cinq ans d'exploitation et de gestion des espaces verts. Le but est de mettre en place un outil de suivi évolutif du projet stimulant la recherche de solutions optimales.

Objectifs

Mettre en place un outil de suivi du projet et fournir des éléments de preuve de la contribution à la renaturation du paysage urbain.

La procédure de calcul du potentiel écologique peut maintenant être utilisée en s'appuyant sur les données cartographiques mises en forme à l'aide du SIG. Elle permet d'établir des bilans intermédiaires et doit surtout faire l'objet de réflexions d'optimisation pendant tout le déroulement de l'opération.

MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DU POTENTIEL ÉCOLOGIQUE DES MILIEUX

À partir des années 80, la méthode d'évaluation multifactorielle du potentiel écologique des milieux a été imaginée pour soutenir le concept de génie écologique en tant que science constructive cherchant à fournir des solutions concrètes aux modifications techniques générées par des projets de constructions et d'aménagements spatiaux. La pratique régulière de collaborations entre ingénieurs civils et ingénieurs écologues a nécessité la mise en forme de critères d'informations utilitaires de type action-réaction permettant de définir une solution

acceptable pour l'environnement (Berthoud *et al.* 1989). Ainsi se sont développés rapidement des décisions par connivence de type action-réaction :

– s'il y a perte de surfaces utiles écologiquement précieuses, il faut prévoir de les remplacer ;

– s'il y a dégradation de surfaces par la création de nuisances telles que le bruit ou la pollution, il faut mieux protéger la surface touchée ou la compenser par une surface mieux protégée ;

– s'il y a identification d'une zone naturellement fonctionnelle de type réservoir d'espèces, écoulement des eaux ou circulation de faune, il faut garantir un fonctionnement spontané ou un libre passage approprié (passage à faune notamment) ;

– s'il est difficile de trouver une surface de compensation pour les cas précités on examine alors logiquement une compensation en termes d'améliorations qualitatives d'un habitat par une gestion appropriée, d'amélioration quantitative par augmentation de la surface utile ou encore d'amélioration fonctionnelle de la valeur écologique résiduelle d'un habitat en reliant ce dernier avec un habitat voisin complémentaire.

La démarche de pondération des facteurs qualitatifs, quantitatifs et fonctionnels caractérisant un habitat est ainsi devenue spontanément un outil de monitoring de tous projets de modification du paysage, avant que les lois de protection de l'environnement exigeant des études d'impact entrent en vigueur.

La méthode dite « Évaluation du potentiel écologique des milieux (EPEM) » a été développée en Suisse dans le cadre d'une recherche scientifique interdisciplinaire au niveau national (Berthoud *et al.* 1989). Cette méthode permet de calculer la valeur écologique des éléments surfaciques constituant les paysages. Conçue initialement pour des cartographies manuelles locales d'ensembles paysagers, elle permet d'évaluer chaque habitat, ou conjointement des ensembles d'habitats, à l'échelle d'une région ou d'un pays. Elle s'est rapidement développée avec l'utilisation généralisée des systèmes d'information géographique. Elle est à l'origine, en 1997, de la définition du principe de fonctionnement écosystémique des paysages et de ses applications en Suisse, sous la forme de la définition cartographique des réseaux écologiques à l'échelle nationale (Berthoud *et al.* 2004), puis des trames vertes et bleues régionales en France (ECONAT 2001) et enfin de la méthode de cartographie des réseaux écologiques hiérarchisés (Berthoud 2010) utilisables surtout aux échelles régionales et locales.

Elle répond globalement à la vision d'une approche écosystémique des habitats naturels et transformés présents dans un paysage, en s'appuyant sur une modélisation spatiale de la valeur écologique relative des différents compartiments analysés. Elle utilise l'ensemble des paramètres écosystémiques mesurables nécessaires à la gestion des territoires, sans se limiter aux seuls paramètres de diversité spécifique ou de présence d'espèces patrimoniales, pour définir de manière plus cohérente les systèmes d'habitats en réseaux qui composent tout paysage.

La méthode EPEM nécessite d'utiliser un ensemble multifactoriel d'indicateurs écologiques reconnus et accessibles, chaque facteur étant caractérisé par un groupe d'indicateurs complémentaires ou redondants. La robustesse de l'évaluation est basée précisément sur la redondance des para-

mètres mesurables ou évaluables dans un milieu. Le terme de « milieu » est volontairement utilisé comme un terme générique désignant, selon l'échelle de cartographie utilisée, un habitat, un éco-complexe d'habitats, un secteur écologique, un district biologique ou une région biogéographique. Elle permet d'obtenir pour chaque espace étudié une évaluation du potentiel de développement écologique unitaire de chaque entité surfacique résultant obligatoirement de la synergie des trois facteurs déterminants que sont la qualité, la capacité et les fonctionnalités.

Cette évaluation multifactorielle du Potentiel écologique (PE) par unité de surface des milieux est obtenue en appliquant la formule :

$$PE = Q \times C \times F$$

Avec PE = Potentiel écologique; Q = pondération du facteur Qualité de l'habitat; C = pondération du facteur Capacité d'accueil; F = pondération du facteur Fonctionnalité.

Pour obtenir la Valeur écologique intrinsèque de l'unité surfacique étudiée (habitat, milieu, ou territoire) on multipliera le PE par la surface de l'objet.

La formule devient alors :

$$VE = (Q \times C \times F) \times \text{Surface habitat}$$

Le résultat est exprimé en unités biotiques (UBios).

Cette pondération multifactorielle d'une entité de surface d'un habitat naturel ou transformé constitue une définition essentielle et originale du capital naturel d'un site, dans la mesure où elle permet d'aborder la notion de contribution réelle d'un projet d'aménagement ou de gestion d'un site à la restauration d'un état écologique suboptimal de la biocénose locale, en relation avec son environnement paysager. En effet, contrairement aux méthodes habituelles d'affichage de l'importance relative des contributions écologiques aux différents paramètres disponibles de type diagramme de Kiviati (diagramme en toile d'araignée), il s'agit ici de cibler spécifiquement l'état de la biodiversité et de pouvoir attester de l'importance réelle de la contribution écologique de chaque projet et de chiffrer de manière fiable non seulement la contribution mais surtout l'importance du capital naturel paysager présent sur l'unité de surface aménagée. On génère ainsi un modèle de puzzle biotique alimentant l'infrastructure écologique urbaine.

Cette approche multifactorielle par synergie contribue à définir un hyper-volume potentiel de développement d'une espèce, d'une biocénose ou d'un écosystème, dans lequel l'annulation d'un des facteurs rend la valeur écologique nulle. Elle évalue ainsi l'efficacité écologique du territoire analysé en exprimant finalement le capital naturel du paysage (CNP) qui se développe potentiellement sur une unité de surface (un quartier, une ville, un pays). Elle est applicable à différents niveaux spatiaux en utilisant les mêmes facteurs, mais avec des groupes d'indicateurs variables. Ainsi défini, le potentiel écologique correspond à la notion de niche écologique telle que décrite par Hutchinson (1957). Elle correspond ainsi à une modélisation strictement biocentrée qui diffère de la vision actuelle de l'ONU (2022) qui demande d'intégrer directement les notions de bien-être humain et de bénéfices économiques favorables à la restauration de la biodiversité, alors que le

mécanisme d'analyse de l'approche écosystémique devrait logiquement se faire en deux étapes distinctes, préalablement à la confrontation des différents modes d'utilisation. À savoir :

- définir le capital naturel pré-existant;
- définir les marges de manœuvre exploitables de la biodiversité afin d'optimiser les avantages à la société humaine.

Dans le cas présent, la méthode EPEM sert de base à la modélisation hiérarchisée des habitats naturels et transformés mis en place dans un projet de construction, en se référant aux rôles écologiques possibles des aménagements anthropiques envisagés et en intégrant la présence des réseaux écologiques paysagers environnants.

Les indicateurs utilisés ont été choisis sur plus de 200 indicateurs possibles cités comme pertinents dans la littérature traitant de l'intérêt écologique des espaces naturels, en fonction de leur pertinence dans l'évaluation ciblée sur le potentiel écologique d'un milieu. Ils sont repris de méthodes visant plus directement la définition des valeurs naturelles des espaces paysagers, telles que décrites par exemple par Oldschow (1978), Sukopp (1978), Luder (1982) et De Blust *et al.* (1987).

Ainsi, le facteur « qualité » des milieux utilise généralement les indicateurs suivants :

- la diversité taxonomique;
- la richesse en espèces patrimoniales;
- la rareté du site;
- la naturalité ou degré d'hémérobie traduit le degré de développement de la biocénose dans un milieu transformé, etc.

Le facteur « capacité » d'accueil des milieux regroupe les indicateurs suivants :

- la surface des milieux;
- la circularité ou rapport existant entre la longueur du périmètre et sa surface;
- la diversité des structures verticales;
- la richesse en structures refuge au niveau du sol (pierres, litière, branches, souches, terriers, etc.);
- la complexité de la mosaïque des habitats, etc.

Les indicateurs possibles du facteur « fonctionnalité » des milieux doivent traduire à la fois le rôle écologique intrinsèque du milieu et les interactions existant entre les différents milieux de la zone d'étude. Les fonctions prioritairement retenues sont :

- le contact avec les ressources hypogées sol et eau;
- le constat de la reproduction des espèces indicatrices de la faune;
- la présence de ressources alimentaires;
- la connectivité entre habitats semblables;
- l'accessibilité avec d'autres types d'habitats écologiquement complémentaires;
- le niveau global de fonctionnalité dans le réseau spécialisé, etc.

La méthode EPEM a consisté à sélectionner et regrouper les indicateurs susceptibles d'être pondérés sur une échelle cardinale ou numérique afin de pondérer les trois facteurs jugés comme étant déterminants pour évaluer le potentiel écologique des milieux naturels ou transformés. Le Tableau 3 présente les ensembles d'indicateurs utilisables pour chaque facteur ainsi que les éléments de preuves à réunir pour conduire l'évaluation du CPN.

TABLEAU 3. — Indicateurs utilisés pour chaque facteur et éléments de preuves à collecter pour obtenir une évaluation fiable du capital naturel du site. L'état initial doit être totalement documenté par l'étude d'impact. Dans les projets le niveau des indicateurs est indicatif. Il sera évalué au cours du suivi du projet. Dans un projet chaque indicateur est généralement soumis à plusieurs perturbations ayant ultérieurement des conséquences sur l'efficacité globale du facteur estimée en %.

Facteur contribuant à la valeur écologique de chaque habitat créé	Code	Indicateurs utilisables	Éléments de preuve/remarques
Qualité écologique des habitats	Q1	Diversité de la flore	Liste à établir
	Q2	Diversité de la faune	Liste à établir
	Q3	Richesse en espèces patrimoniales	Liste à établir
	Q4	Présence d'espèces endémiques	Liste à établir
	Q5	Intégrité du sol	Appréciation globale
	Q6	Diversité des faciès de l'habitat	Typologie des faciès observés
	Q7	Productivité de la végétation	Estimation
	Q8	Rareté relative de l'habitat	Données nationales ou régionales
	Q9	Diversité des habitats homologues	Cartographie et typologie
	++	Autres indicateurs jugés pertinents	Justification du choix
Perturbation globale du facteur Qualité		Diverses perturbations : espèces invasives, sur fréquentation, bruit, pollution, etc.	% Niveau d'efficacité du facteur Qualité
Capacité d'accueil des milieux	C1	Surface du polygone de l'habitat	En m ²
	C2	Circularité du polygone	Indice calculé
	C3	Amplitude altitudinale de l'habitat	Schéma topographique
	C4	Diversité des structures verticales (strates)	Schéma
	C5	Complexité morphologique du substrat	Schéma descriptif
	C6	Hétérogénéité de l'habitat	Type de mosaïque d'habitats
	C7	Hétérogénéité des écosystèmes	Cartographie sur SIG
	C8	Biomasse animale évaluée (grande faune)	Estimation – extrapolation
	C9	Biomasse végétale	Indice de production
	++	Autres indicateurs jugés pertinents	Justification du choix
Perturbation globale du facteur Capacité		Causes de diminution de la capacité d'accueil : Fréquentation abusive, occupation spatiale, etc.	% Niveau d'efficacité du facteur Capacité
Fonctionnalités écologiques des milieux	F1	Échange avec le sol	Intensité estimée
	F2	Reproduction des espèces caractéristiques	Intensité estimée
	F3	Importance des ressources alimentaires	Fréquence d'utilisation des ressources
	F4	Importance du rôle refuge de l'habitat	Fréquence d'utilisation des ressources
	F5	Connectivité entre habitats	Nombre de contacts
	F6	Synergie interne des fonctionnalités du site	Structure de fonctionnement du site
	F7	Efficacité des fonctionnalités écosystémiques	Interactions avec les continuums extérieurs
	++	Autres indicateurs jugés pertinents	Justification du choix
Perturbation globale du facteur Fonctions		Causes de diminution des fonctions : perturbations, fragmentation, dégradations, etc.	% Niveau d'efficacité du facteur Fonctions

Elle nécessite une cartographie complète de l'occupation du sol et du zonage écosystémique qui en découle afin de pouvoir analyser en détail les variations des paramètres fournissant le potentiel écologique de chaque polygone.

La pondération des indicateurs sur une échelle de cinq points, puis l'évaluation des facteurs ont été standardisées (voir Tableaux 4 et 5) sur un étalement de la valeur multifactorielle compris entre 1 et 125 points (Unités biotiques), ce qui permet d'obtenir une hiérarchisation spatiale des enjeux à la fois fiable et suffisamment détaillée.

Lorsqu'on cherche à intégrer des éléments d'habitats naturels en milieux urbains, la question des seuils minimaux à atteindre pour chaque paramètre afin de voir s'amorcer un début de fonctionnement écosystémique, est récurrente. C'est pourquoi la notion de biotope utile est proposée pour définir un ensemble minimum de micro-habitats pouvant héberger durablement un début de biocénose simple, susceptible de se complexifier et de se renforcer en termes de développement d'écosystèmes

transformés (artificiels), pouvant se rattacher éventuellement à une continuité écologique du paysage environnant. Cet amorçage de « biotope utile » nécessite de réfléchir sur les améliorations nécessaires de chaque indicateur lié aussi bien à la qualité des espaces de verdure, à la capacité d'accueil qu'aux diverses fonctionnalités écologiques qui doivent être réunies pour le démarrage et le maintien des mécanismes naturels.

Pour une application de la méthode dans les milieux urbains, les indicateurs de base, cités ci-dessus, ont été complétés ou supprimés en fonction des besoins et de la pratique des paysagistes et des gestionnaires des espaces verts urbains. Pour obtenir une évaluation robuste il faudrait si possible pondérer au moins trois des indicateurs factoriels sélectionnés, ou en trouver d'autres, afin d'assurer une certaine fiabilité à l'évaluation de l'ampleur du facteur.

Dans le cadre d'une étude locale de surface modeste, il est possible d'analyser séparément chaque habitat (valeur intrinsèque de l'unité tout en tenant compte de son environnement naturel).

TABLEAU 4. — Extrait du tableau de calcul de la valeur écologique d'un site complexe (Fig. 14) évalué au stade de projet. À ce stade les valeurs des indicateurs sont notées en fonction de l'appréciation de l'écologue chargé de suivre le projet. Elles seront reprises progressivement au cours de la réalisation, puis du suivi du projet après trois et cinq années. L'évaluation du capital naturel du projet est par conséquent évolutive en fonction du développement réel des biocénoses constatées. Chaque indicateur utilisé fait obligatoirement l'objet d'une documentation consultable par les exploitants, retraçant les interventions d'entretien et les relevés des observations réelles (présence d'espèces, nidifications observées, programme d'interventions prévues). Un affichage public des travaux de gestion en cours et des résultats d'évolution des éléments naturels du quartier, est prévu directement sur le point d'information du quartier. L'évaluation détaillée des bâtiments est présentée séparément (voir exemple dans le Tableau 5).

N°	Habitat - type	Données surfaciques			Facteur qualité						Facteur capacité						Facteur fonctionnalité						Valeur écologique			
		Surface en m ²	Périmètre	Circularité	Diversité flore	Diversité faune	Diversité faciès	Espèces patrimoniales	Naturité	Niveau d'efficience	Facteur qualité (q)	Classe de surface	Classe de circularité	Stratification	Diversité substrat-structure	Niveau d'efficience	Facteur capacité (c)	Conservation air + sol + eau	Refuges	Reproduction	Nutrition	Échanges externes	Niveau d'efficience	Facteur fonctionnalité	Potentiel écologique	Valeur écologique
109	accès bat 07	183	148	0,105	1	1	1	1	1	50 %	0,5	2	1	2	2	100 %	1,8	3	1	1	1	3	100 %	1,8	1,58	288
110	haie arbustive	113	127	0,088	4	2	2	1	1	90 %	1,8	2	1	2	2	100 %	1,8	3	3	2	2	3	100 %	2,6	8,19	925
111	pelouse	38	35,9	0,374	3	2	2	1	1	90 %	1,6	1	3	2	2	100 %	2,0	3	3	2	2	3	100 %	2,6	8,42	323
112	prairie + arbres	735	283	0,115	3	2	2	1	1	90 %	1,6	3	1	2	2	100 %	2,0	3	3	2	2	3	100 %	2,6	8,42	6192
113	prairie	33	50,3	0,165	3	2	2	1	1	90 %	1,6	1	1	2	2	100 %	1,5	3	3	2	2	3	100 %	2,6	6,32	210
114	gravier gazon	66	62,5	0,214	3	2	1	1	1	50 %	0,8	1	2	2	2	100 %	1,8	3	2	2	2	3	100 %	2,4	3,36	223
115	gravier gazon	60	42,1	0,427	3	2	1	1	1	50 %	0,8	1	3	2	2	100 %	2,0	3	2	2	2	3	100 %	2,4	3,84	231
116	prairie	80	55,4	0,326	3	2	2	1	1	90 %	1,6	1	3	2	2	100 %	2,0	3	3	2	3	3	100 %	2,8	9,07	721
117	prairie	36	27,5	0,602	3	2	2	1	1	90 %	1,6	1	4	2	2	100 %	2,3	3	3	2	3	3	100 %	2,8	10,21	369
118	prairie	290	174	0,120	3	2	2	1	1	90 %	1,6	2	1	2	2	100 %	1,8	3	3	2	3	3	100 %	2,8	7,94	2302
119	accès bâtiment	195	111	0,199	1	1	1	1	1	50 %	0,5	2	1	1	1	20 %	0,3	3	1	1	1	3	100 %	1,8	0,23	44
120	noue	182	144	0,110	3	2	2	1	1	90 %	1,6	2	1	2	2	100 %	1,8	3	3	2	2	3	100 %	2,6	7,37	1342
175	bord végétalisé	44	43,9	0,287	2	2	2	1	1	80 %	1,3	1	2	2	2	50 %	0,9	3	2	2	1	3	50 %	1,1	1,23	54
176	bord végétalisé	49	47,1	0,277	2	2	2	1	1	80 %	1,3	1	2	2	2	50 %	0,9	3	2	2	1	3	50 %	1,1	1,23	60
177	bord végétalisé	39	42,6	0,269	2	2	2	1	1	80 %	1,3	1	2	2	2	50 %	0,9	3	2	2	1	3	50 %	1,1	1,23	48
178	bord végétalisé	40	44,4	0,252	2	2	2	1	1	80 %	1,3	1	2	2	2	50 %	0,9	3	2	2	1	3	50 %	1,1	1,23	49
179	bord végétalisé	11	23,9	0,240	2	2	2	1	1	80 %	1,3	1	2	2	2	50 %	0,9	3	2	2	1	3	50 %	1,1	1,23	13
180	bord végétalisé	38	33,5	0,421	2	2	2	1	1	80 %	1,3	1	3	2	2	50 %	1,0	3	2	2	1	3	50 %	1,1	1,41	53
181	bord végétalisé	41	39,1	0,336	2	2	2	1	1	80 %	1,3	1	3	2	2	50 %	1,0	3	2	2	1	3	50 %	1,1	1,41	58
182	bord végétalisé	54	52,2	0,250	2	2	2	1	1	80 %	1,3	1	2	2	2	50 %	0,9	3	2	2	1	3	50 %	1,1	1,23	67
Surface du site en m ²		475000 m ²			Valeur écologique globale du site calculée en unités BIOS																		13573			
Surface du site en ha		47,5			Valeur écologique moyenne du site calculée à l'hectare																		286			

Les indicateurs utilisés doivent se rapporter à l'ensemble du site aménagé en distinguant des ensembles de surfaces végétalisées susceptibles de former des biotopes complémentaires fonctionnels, des espaces végétalisés neutres, ainsi que des espaces construits structurants formant des obstacles ou des refuges.

Les procédures détaillées d'applications au milieu urbain sont décrites dans les différents manuels techniques de labellisation du CiBi.

La Figure 13 présente un exemple de surfaces verticales de bâtiment dont il faut tenir compte. En effet chaque façade peut intégrer facilement des structures intéressantes telles que des nichoirs, des abris et de la végétation grimpante, mais qui peuvent également comporter des pièges architecturaux tels que des vitrages réfléchissants.

Une appréciation de l'interaction écologique probable doit être effectuée par un écologue capable de décrire les modèles

TABLEAU 5. — Extrait du tableau de calcul de la valeur écologique d'un bâtiment. La toiture inclut un secteur de panneaux solaires (pan sol) installés sur une végétation xérique. Chaque façade est évaluée par une surface théorique en projection verticale variable (hauteur/10). Les aménagements en faveur de la biodiversité (végétation, abris et nichoirs) améliorent la capacité globale et certaines fonctionnalités telles que la nidification ou le rôle de refuge pour la faune.

N°	Habitat – type	Données surfaciques			Facteur qualité					Facteur capacité					Facteur fonctionnalité					Valeur écologique							
		Surface en m ²	Périmètre	Circularité	Diversité flore	Diversité faune	Diversité faciès	Espèces patrimoniales	Naturité	Niveau d'efficacité	Facteur qualité (q)	Classe de surface	Classe de circularité	Stratification	Diversité substrat-structure	Niveau d'efficacité	Facteur capacité (c)	Conservation air + sol + eau	Refuges	Reproduction	Nutrition	Échanges externes	Niveau d'efficacité	Facteur fonctionnalité	Potentiel écologique	Valeur écologique	Valeur globale des bâtiments
13	accès bâtiment	19	17,7	0,758	1	1	1	1	1	30 %	0,3	1	4	1	1	20 %	0,4	3	1	1	2	3	100 %	2,0	0,21	4	–
14a	Bat 01-toit gris	48	171	0,021	1	1	1	1	1	90 %	0,9	1	1	2	2	100 %	1,5	3	3	2	2	3	100 %	2,6	3,51	168	–
14b	Bat 01-pan sol	412	130	0,306	1	1	1	1	1	90 %	0,9	2	3	2	2	100 %	2,3	3	3	2	2	3	100 %	2,6	5,27	2169	–
14c	Bat 01-vég xéro	212	278	0,034	3	2	2	1	1	90 %	1,6	2	1	2	2	100 %	1,8	3	3	2	2	3	100 %	2,6	7,37	1563	–
14d	Bat 01-Face N	130	134	0,091	3	2	2	1	1	90 %	1,6	2	1	2	2	100 %	1,8	3	3	4	2	3	100 %	3,0	8,51	1106	–
14e	Bat 01-Face S	130	134	0,091	3	2	2	1	1	90 %	1,6	2	1	2	2	100 %	1,8	3	3	2	2	3	100 %	2,6	7,37	958	–
14f	Bat 01-Face E	26	30	0,363	3	2	2	1	1	90 %	1,6	1	3	2	2	100 %	2,0	3	3	4	2	3	100 %	3,0	9,72	253	–
14g	Bat 01-Face W	26	30	0,363	3	2	2	1	1	90 %	1,6	1	3	2	2	100 %	2,0	3	3	2	2	3	100 %	2,6	8,42	219	6436
15	pelouses × 10	174	171,4	0,074	2	2	2	1	1	50 %	0,8	2	1	2	2	100 %	1,8	3	1	1	1	1	10 %	0,1	0,20	34	–

de biotopes potentiellement complémentaires, à partir de relevés de terrain préalables et d'un plan de végétalisation du site. On se référera notamment aux guides IQE et IPE, (Delzons *et al.* 2020).

À ce stade de l'analyse, il est maintenant indispensable de parler du rôle que doivent jouer les acteurs publics comme les établissements d'aménagements fonciers dans une planification du territoire intégrant les enjeux de biodiversité. Dans le cadre de sa feuille de route 2021-2025, l'EPF Île-de-France, sous l'impulsion de l'État et de la Région Île-de-France, inscrit son action opérationnelle dans la transformation écologique des territoires selon une stratégie articulée autour des quatre axes suivants :

- A : Lutte contre l'artificialisation ;
- B : Préservation de la Biodiversité ;
- C : Incitation aux projets à faible impact carbone ;
- D : Diminution quantitative de déchets produits par le recyclage urbain.

Le zonage écologique dans lequel s'intègre un projet va être déterminant pour le concepteur. Il précisera le niveau des objectifs « biodiversité » à atteindre, objectifs qui constitueront parfois des contraintes architecturales en fonction des règlements communaux ou régionaux, mais qui devrait surtout définir les enjeux de la conception architecturale du bâtiment, ainsi que des rôles écologiques et paysagers de l'ensemble du site.

En préalable à la démarche d'élaboration d'un concept de projet soumis à une évaluation du potentiel écologique, il est nécessaire d'établir un modèle cartographique local des réseaux écologiques englobant le projet. Ce modèle utilisera les bases existantes de données géo-référencées des espaces naturels et construits permettant, d'une part, d'apprécier l'évolution écologique à long terme du secteur urbain concerné et d'autre part, d'attester ainsi de l'apport écologique réel du projet, qu'il soit soumis ou non à une labellisation de type « BiodiverCity® ».

RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE ET SUIVI DE PROJETS

L'exemple de grille d'évaluation qui suit est réel. Il concerne un quartier avec six bâtiments comprenant la reconstitution de noues arborées entourées de prairies et jardins potagers. Cette évaluation porte sur l'ensemble des surfaces aménagées y compris les façades de bâtiments. L'exemple de grille d'évaluation de la Figure 14 permet de comprendre le déroulement d'une démarche de calcul du potentiel écologique dans une situation complexe. Le Tableau 4 présente l'évaluation de quelques aménagements paysagers du projet.

L'évaluation d'un bâtiment est présentée spécialement car elle inclut certaines astuces. En effet, sur le plan de situation,

les façades de chaque bâtiment sont présentées par une ligne simple à laquelle il n'est pas possible de faire figurer visuellement une typologie d'habitats ou une valeur écologique particulière. Cette information essentielle est cependant inscrite directement dans le tableau EXCEL établissant la synthèse de la valeur écologique de l'ensemble du projet. Le Tableau 5 présente un détail de l'évaluation d'un bâtiment comportant un toit végétalisé avec des panneaux solaires ainsi que les quatre façades incluant des aménagements pour la faune. Chaque façade est comptabilisée par une surface fictive résultant de la projection verticale relative de la surface utile, soit la longueur réelle \times une largeur fictive, correspondant au 1/10 de la hauteur. Cette surface réduite de l'habitat « façade » s'inscrit en tant que valeur de l'indicateur de surface à laquelle vont s'ajouter les autres indicateurs de capacité que sont les éléments de stratification et de structuration tels que les nichoirs, les perchoirs et les abris possibles. Les nuisances éventuelles telles les éclairages, le bruit et la présence de vitrages dangereux agissent essentiellement sur le facteur « fonctionnalités ».

SUIVI DES INDICATEURS

Pour chacun des facteurs de l'évaluation, la méthode EVPMM s'appuie obligatoirement sur plusieurs indicateurs redondants ou complémentaires. Les listes présentées dans le Tableau 4 regroupent l'ensemble des indicateurs les plus fréquemment utilisés par la pratique de nombreux projets liés à l'aménagement du territoire ou aux études d'impacts d'infrastructures techniques.

Remarque : l'évaluation de chaque facteur nécessite la pondération d'au moins quatre indicateurs, y compris le facteur d'évaluation globale des perturbations qui est obligatoirement pondéré. Les facteurs non évalués sont exclus du tableau excel de synthèse.

Principes à respecter

L'évaluation porte sur l'ensemble des surfaces concernées par le projet, y compris les voies d'accès et les surfaces biologiquement stériles (toitures, places de parc, dépôts). Les connexions biologiques internes doivent être justifiées et évaluées en termes d'efficacité. Notamment pour les possibilités d'échanges réelles entre les niveaux de construction (toitures, terrasses élevées, fosses techniques, etc.).

Les connexions externes sont également importantes et doivent probablement faire l'objet de coordinations, voire de négociation avec les propriétaires des parcelles voisines.

La Figure 14 fournit, un exemple de cartographie des habitats mis en place par un projet ainsi que des extraits d'évaluation du concept au niveau de projet (Tableaux 4, 5). Ces données sont indispensables pour le suivi évolutif du capital naturel obtenu au cours des différentes phases de référence.

L'application de la méthode EPMM permet d'établir deux valeurs de référence du capital naturel du site analysé :

La Valeur écologique intrinsèque du site (VE projet) est obtenue en cumulant les valeurs écologiques des différents habitats utiles créés par le projet. C'est la valeur recherchée pour



FIG. 13. — Exemple de bâtiment dont la conception architecturale a intégré globalement les structures d'une falaise rocheuse comportant des niches variées susceptibles d'abriter une faune et une flore appropriées. Le facteur capacité des façades d'une telle construction est évalué au niveau de leur capacité d'accueil importante liée à la structuration généreuse et non pas en fonction de la surface verticale. Le facteur qualité est apprécié par la présence de nombreuses espèces rupestres.

obtenir le niveau de performance du projet dans la procédure de labellisation. Elle permet notamment d'établir la valeur de la contribution du projet au capital naturel du paysage tel que visé par le principe ZAN. C'est par conséquent une valeur symbolique qui atteste de l'effort consenti par le promoteur



FIG. 14. — Plan de situation des éléments écologiques d'un aménagement prévu à l'échelle d'un quartier ayant servi d'exemple pour le calcul de la valeur écologique. La totalité des surfaces visibles y compris les surfaces verticales, sont prises en compte car elles contribuent à la structuration de l'espace généré par les constructions et par conséquent à la formation d'un potentiel biotique.

pour réaliser un projet à potentiel écologique positif et qui permet des comparaisons entre différents projets. Elle est utile dans le cadre d'une labellisation de projet de type BiodiverCity© car elle atteste finalement l'ampleur de la contribution du projet à la stratégie de restauration de la biodiversité urbaine.

La Valeur écologique relative calculée à l'hectare est obtenue en divisant la valeur écologique brute du site par le nombre d'hectares du site labellisé. Cette seconde valeur atteste de l'effort consenti par le promoteur pour réaliser un projet à potentiel écologique positif et qui permet des comparaisons entre différents projets. En effet, une procédure d'évaluation identique est possible pour n'importe quel projet. La zone de référence pour l'évaluation est limitée à la zone de projet mais les données relatives aux connexions externes recouvrent l'ensemble de l'agglomération.

Remarques : cette procédure d'évaluation du PE du projet avant réalisation est indispensable dans la démarche d'obtention d'un label de type BiodiverCity©. En effet, les résultats préliminaires devraient interpeller le Maître d'Ouvrage au niveau de l'efficacité des aménagements envisagés. Une part importante de la qualité écologique des espaces verts va dépendre largement du soin apporté à la réalisation des travaux, mais également à la précision de l'établissement d'un programme de gestion clairement orienté vers l'installation durable de la biodiversité. Dans ce cadre, le tableau de présentation synoptique des pondérations des indicateurs, des facteurs déterminants et du résultat du PE, constitue un véritable outil de suivi du processus

de restauration du capital naturel engagé dans un projet. Appliqué à l'échelle d'une commune, c'est également une preuve de la contribution du projet au renforcement de la nature en ville.

Au-delà de la cartographie des espaces verts reconstitués, le résultat du CPN est un élément comptable à prendre en compte dans un programme de gestion de la biodiversité urbaine. Il serait notamment indispensable que chaque entité territoriale (quartier, commune, canton) intègre rapidement le modèle cartographique et numérique de son infrastructure écologique et de son capital naturel existant. Ce monitoring spatial de la biodiversité locale fournit en effet un outil de pilotage indispensable non seulement pour améliorer les projets de densification urbaine mais également d'outil de référence indispensable pour les autorités territoriales pour respecter les règles de conservation du Capital naturel demandées par l'ONU depuis 2012.

CONCLUSION

Mettre en place des outils de suivi de la biodiversité s'avère actuellement une nécessité mais surtout une urgence, aussi bien à l'échelle globale que locale. L'ONU, la CDB, l'IPBES et de nombreux pays s'efforcent depuis plusieurs années à mettre en place des objectifs concrets visant la protection et le renforcement de la biodiversité dans toutes nos actions de transformations des écosystèmes. L'approche écosystémique de notre développement est notamment demandée par l'ONU depuis 2012 et rappelée récemment par l'IPBES dans le programme de travail du Cadre 2030. Jusqu'à récemment les propositions de directives ou de contraintes vont toujours dans le sens d'une vision anthropocentrée, axée notamment sur les possibilités de survie de l'humanité, et non sur le maintien d'une biodiversité indispensable au fonctionnement de la biosphère.

La démarche proposée ici va dans le sens d'un suivi systématique du capital naturel qui se développe dans tous types de paysage (intact ou transformé), dont il s'agit de connaître le niveau d'intégrité et les réelles capacités de maintenir le potentiel écologique de chacun des espaces concernés. Dans cette démarche il s'agira ensuite de les gérer favorablement pour en inverser les tendances évolutives trop souvent négatives.

L'application des principes de gestion de la biodiversité en milieux urbains est un véritable défi pour les planificateurs et les constructeurs soumis constamment aux multiples contraintes urbanistiques ou budgétaires. Afin de les accompagner, des cadres légaux tels que la loi française « Climat et résilience » de 2010 et la loi Biodiversité de 2016, ou encore la « Stratégie Biodiversité Suisse » de 2012 et la loi « Neutralité climatique » de 2023, comprenant chacune un objectif de « zéro artificialisation nette », se mettent rapidement en place en visant notamment les milieux urbains à densifier.

La démarche adoptée par le CiBi depuis sa création en 2010 a été précisément de promouvoir la présence de la

biodiversité dans les constructions et dans les projets d'aménagement du territoire. La rédaction de guides méthodologiques (voir les référentiels BiodiverCity® disponibles auprès du secrétariat du CiBi) appliqués et discutés au sein d'une équipe de techniciens formés pour les suivis de chantiers, a été l'occasion de tester aussi bien l'approche utilisée et la compréhension des critères d'évaluation que leur pertinence. Il est clair que l'application d'une évaluation du capital naturel présent sur un site ou un secteur n'a de sens que s'il s'intègre à une vision d'un ensemble traité et modélisé selon les mêmes indicateurs et la même pondération factorielle. Dans ce cas il s'agit non seulement d'obtenir la garantie de proposer un projet à bilan positif pour la biodiversité au sein du projet, mais aussi d'être sûr que cette pièce verte de puzzle urbain va réellement contribuer à redévelopper un espace urbain intégrant efficacement son réseau écologique originel.

Pour le promoteur de demain on peut raisonnablement imaginer que l'application récurrente du principe du ZAN, soutenue par une modélisation spatiale pondérée des enjeux écosystémiques, conduira les autorités de planification territoriale à définir rapidement des schémas directeurs intégrant l'infrastructure écologique au même titre que les planifications d'infrastructures de circulation, de transports énergétiques ou de zones à risques.

La nécessité d'intégrer rapidement à l'ensemble des activités humaines, la compréhension et le respect systématique des écosystèmes présents et de leur biodiversité, devraient permettre à l'Homme de s'assurer un avenir vivable.

La ville a besoin d'espaces verts pour ne pas s'asphyxier et pour offrir des espaces de détente aux humains. Il serait grand temps de reconnaître qu'elle constitue actuellement pour la biodiversité, un vaste piège dans lequel peu d'espèces survivent. Par conséquent il serait urgent que les projecteurs du futur acceptent sérieusement leur responsabilité en construisant des quartiers non seulement verts mais réellement écologiquement intégrés à l'infrastructure écosystémique de la région pour générer des villes vivantes et résilientes.

L'application des principes du « Capital naturel » à gérer et à reconstituer dans tous projets d'aménagement de territoires transformés, notamment urbains, s'avère indispensable. Elle correspond entièrement aux principes à appliquer et à respecter dans le cadre d'une approche écosystémique du paysage, telle que demandée par l'ONU depuis 2012. Combinée à l'application de la Trame verte et bleue dans les documents de planification territoriale, elle constitue notamment un élément de preuve indispensable au principe « Zéro Artificialisation Nette » tel que prévu par la loi Climat et Résilience de 2021.

Remerciements

Cet article a été amélioré grâce au travail des deux rapporteurs, Philippe Gourdain et un relecteur que je remercie pour leurs remarques pertinentes et leurs propositions judicieuses de modifications du texte.

RÉFÉRENCES

- AUVRAY A. & POYER L. 2021. — *Guide technique biodiversité en ville*. Agence française de Développement, Paris, 140 p.
- BALVERNERA P., PASCUAL U., CHRISTIE M., BAPTISTE B. & GONZALEZ-JIMENEZ D. 2022. — *Rapport d'évaluation méthodologique sur la diversité des valeurs et l'évaluation de la nature de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques*. Secrétariat de l'IPBES, Bonn, 620 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6522522>
- BARBAULT R. 1997. — *Biodiversité. Introduction à la biologie de la conservation*. Hachette (Les fondamentaux), Paris, 159 p.
- BARRA M. 2022. — Intégrer la biodiversité dans les projets de construction et de rénovation. *Les Dossiers techniques de la construction* 88: 1-28.
- BARRA M. & JOHAN H. 2021. — *Écologie des toitures végétalisées. Synthèse de l'étude GROOVES (Green roofs verified ecosystem services)*. ARB Île-de-France, Institut Paris Région, Paris, 92 p.
- BARTON J. & PRETTY J. 2010. — Urban ecology and human health and wellbeing, in GASTON K. (éd.), *Urban Ecology*. Cambridge University Press., Cambridge: 202-229. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778483.010>
- BEAUMONT L. J. & DUURSMA D. 2012. — Global projections of 21 st century land-use changes in regions adjacent to protected areas. *Plos one* 7 (8): e43714. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043714>
- BENINDE J., VEITH M. & HOCHKIRCH A. 2015. — Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18 (6): 581-592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- BENNETT G. 1991. — *Towards a European Ecological Network*. IEEP, Arnhem, 122 p.
- BENNETT G. 1998. — *The Paneuropean Ecological Network. Questions and Answers n° 4*. Council of Europe, Strasbourg, 32 p.
- BERTHOUD G. 2010. — *Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés. Dix années d'expériences en Isère. Projet européen ECONNECT*. Conseil général de l'Isère, Grenoble, 149 p.
- BERTHOUD G., DUELLI P., BURNAND J.-D., THEURILLAT J.-P., GOGEL R., WIEDERMEIER P. & HANGGI A. 1989. — *Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux. Rapport n°39 du programme national SOL*. Fond national Suisse Recherche scientifique, Liebefeld-Bern, 165 p.
- BERTHOUD G., LEBEAU R.-P. & RIGHETTI A. 2004. — *Réseau écologique national REN. Rapport final. Cahier de l'environnement n°373*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Bern, 132 p.
- BLONDEL J. 1986. — *Biogéographie évolutive*. Masson, Paris, 297 p.
- BOUCHER I. & FONTAINE N. 2010. — *La biodiversité et l'urbanisation, guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable*. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (Planification territoriale et développement durable), Québec, 178 p.
- BRONZIZIO E. S., SETTELE J., DÍAZ S. & NGO H. T. 2019. — *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, Bonn, 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- BUREL F. & BAUDRY F. 1999. — *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. TEC & DOC, Paris, 362 p.
- BURNAND J.-D., BERTHOUD G., SIGRIST J. & MÜLLER S. 1985. — *Comportement du gibier dans une zone traversée par une route – Suivi de la faune et du trafic automobile dans le canton de Vaud. Mandat de recherches en matière de construction de routes 16/81*. Département fédéral de l'Intérieur, VSS, Berne, 145 p.
- CDB 2004. — *Lignes directrices de la CDB. Approche par écosystème*. Secrétariat CDB, Montréal, 54 p.
- CDB 2022. — *Post-2020 Global Biodiversity Framework. Draft recommendation submitted by the Co-Chairs*. CBD/WG2020/5/L.2, Montréal, 21 p.

- CIBI 2022. — Sobriété foncière et objectif « zéro artificialisation nette » (ZAN) : un enjeu pour les acteurs de l'immobilier. *Le Moniteur*. Complément technique : Mai-juin 2022
- CLERGEAU P. & PROVENDER D. 2017. — *Grille pour l'évaluation de la biodiversité dans les projets urbains*. Plante & Cité/DHUP, Angers, 31 p.
- CLERGEAU P., ABBADIE L., MUSY M., PINASU B., LEGER-SMITH A., GUTLEBEN C., BOGNON S., CORMIER L., RAYMOND R., YOUNES C., LECUIR G., LARRAMENDY S., BONTHOUX S., LAGNEAU A., CONSALES J.-N., MAYRAND F., PALKA L., VERGNES A., DAGOIS R., MADRE F., BARRA M., SORDELLO R., BECKER S., LAGURGUE X., BOURGEOIS M., FLEGEAU M., BLANCO E., TANGUY L.-L., JUILLARD R., MACHON N., LINGLARD M., MENARD F., CHOTEAU P., MARIOLLE B., POUVESLE C., GUENEAU J.-P., BOURIAU E., NABUCET J., SCHIOPU N., BRACHET A., BONNAUD X., BAILLY E., BONNET F., BOUILLON J.-M., DALIX C., OLIVIER P., PHILLIPART A., GUIBOURGE A. & WARE S. 2021. — *Urbanisme et biodiversité. Vers un paysage vivant structurant le projet urbain*. Éditions Apogée, Paris, 339 p.
- COHEN-SHACHAM E., WALTERS G., JANZEN C. & MAGINNIS S. (éds) 2016. — *Nature-based Solutions to Address Global Societal Challenges*. IUCN, Gland, xiii + 97 p. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.en>
- DAVIES P., CORKERY L. & NIPPERESS D. 2017. — *Urban Ecology: Theory, Policy and Practice in New South Wales, Australia*. National Green Infrastructure Network, Sydney, 379 p.
- DE BLUST G., FROMENT A., KUYKEN E., NEF L. & VERHEYEN R. 1987. — *Carte d'évaluation biologique de la Belgique. Texte explicatif général*. Ministère de la Santé publique. Centre de coordination Environnement, Bruges, 98 p.
- DEBOEUF DE LOS RIOS G., BARRA M. & GRANDIN G. 2022. — *Renaturer les villes. Méthode, exemples et préconisations*. ARB îdF, l'Institut Paris Région, Paris, 149 p.
- DELZONS O., CIMA V., FOURNIER C., GOURDAIN P., HERARD K., LACOEUILHE A., LAIGNEL J., ROQUINARC'H O. & THIERRY C. 2020. — *Indice de Qualité Écologique (IQE), Indice de Potentialité Écologique (IPE) – Guide méthodologique. Version 2.0*. UMS Patrimoine Naturel – Centre d'expertise et de données (OFB-CNRS-Muséum national d'Histoire naturelle), Paris, 118 p.
- DIAZ S., PASCUAL U., STENSEKE M., MARTIN-LOPEZ B., WATSON R.-T., MOLNAR Z., HILL R., MA CHAN K., BASTE I.-A., BRAUMAN K.-A., POLASKY S., CHURCH A., LONSDALE M., LARIGAUDERIE A., LEADLEY P.-W., PE VAN OUDENHOVEN A., VAN DER PLAAT F., SCHRÖTER M., LAVOREL S., AUMEERUDDY-THOMAS Y., BUKVAREVA E., DAVIES K., DEMISSEW S., ERPUL G., FAILLER P., GUERRA C.-A., HEWITT C.-L., KEUNE H., LINDLEY S. & SHIIRAYAMA Y. 2018. — Assessing nature's contributions to people. *Science* 359 (6373): 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- DOERR V.-A.-J., BARRETT T. & DOERR E.-D. 2011. — Connectivity, dispersal behaviour and conservation under climate change: a response to Hodgson et al. *Journal of Applied Ecology* 48 (1): 143-147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01899.x>
- ECONAT 2001. — *Réseau écologique départemental de l'Isère. Rapport final: présentation des cartes de synthèse et du réseau général*. Conseil général de l'Isère, Grenoble, 70 p. + 6 cartes au 1/500'000^e.
- FOLTÈTE J.-C., CLAUZEL C., GIRARDET X., TOURNANT P. & VUIDEL G. 2012. — La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. Méthodes et outils. *Revue internationale de géomatique* 22 (4): 641-658.
- FURRER R.-D. & PASINELLI G. 2016. — Empirical evidence for source-sink populations: a review on occurrence, assessments and implications. *Biological Reviews* 91 (3):782-795. <https://doi.org/10.1111/brv.12195>
- GUERRY A., JEFFREY D., SMITH R., LONSDORF E., DAILY G. C., WANG X. & CHUN Y. 2021. — *Urban Nature and Biodiversity for Cities. Policy Briefing*. World Bank, Washington, 48 p.
- HANSKI I. 1991. — Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42 (1-2):17-38. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00549.x>
- HILTY J., WORBY G. L., KEELEY A., WOODLEY S., LAUSCHE B., LOCKE H., CAR M., PULSFORD L., PITTOCK J., WHITE J. W., THEOBALD D. M., LEVINE J., REULING M., WATSON J. E. M., AMENT R. & TABORD G. M. 2020. — *Lignes directrices pour la conservation de la connectivité par le biais des réseaux et de corridors écologiques*. IUCN, Gland, 146 p. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.fr>
- HUTCHINSON G. E. 1957. — Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22 (2): 415-427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- JONGMAN R. H. G., KÜLVIK M. & KRISTIANSEN I. 2004. — European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68 (2-3): 305-319. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00163-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00163-4)
- KUO F. E., SULLIVAN W. C., COLEY R. L. & BRUNSON L. 1998. — Un terrain fertile pour la communauté : les espaces communs des quartiers du centre-ville. *Journal américain de psychologie communautaire* 26 (6): 823-851.
- LAKE P. S., BOND N. & REICH P. 2007. — Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52 (4): 597-615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01709.x>
- LEVIN S. A. 1989. — Challenges in the development of a theory a community ecosystem structure and function, in ROUGHGARDEN J., MAY R. M. & LEVIN S. A. (éds), *Perspectives in ecological theory*. Princeton University Press., Princeton: 242-255.
- LUDER P. 1982. — *Zur ökologischen Bewertung von Landschaftsteilen auf Grundlage von ornithologischen Daten*. Bundesamt für Umweltschutz, Bern, 32 p.
- LUELL B., BEKKER G. J., CUPERSSUS R., DUFEK J., FRY G., HICKS C., HALAVAC V., KELLER V., ROSELL C., SANGWINE T., TORSLOV N. & WANDALL-LE MAIRE B. 2003. — *COST 341 – Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – Wildlife and Traffic: a European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 346 p.
- MALHER F. & MAGNE J.-F. 2010. — L'urbanité des oiseaux. *Ethnologie française* 40 (4): 657-667. <https://doi.org/10.3917/ethn.104.0657>
- NATURE-ISÈRE 2018. — *Neutraliser les pièges mortels pour la faune sauvage*. Nature-Isère, Grenoble, 32 p.
- NIEMELÄ J. 1999. — Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* 3:57-65. <https://doi.org/10.1023/A:1009595932440>
- OFFICE NATIONAL DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES 2013. — *Contributions du Conseil Scientifique de l'ONEMA pour le forum de consultation pour la recherche environnementale – ALLEnvi, 26 novembre 2013. Suite Séance du 19 novembre 2013*. ALLEnvi, Vincennes, 6 p.
- OLDSCHOWY G. 1978. — Bewertung von ökologischen Landschaftsfaktoren und Landschaften. *Kulturtechnik und Flurbereinigung* 49: 269-287
- ONU 2022. — *COP 15. Conférences de Montréal*. <https://uniric.org/fr/cop15-un-accord-historique>, dernière consultation le 12 juillet 2024.
- SORDELLO R., COMOLET-TIRMAN J., COSTA H. DA, MASARY J.-C. DE, DUPONT P., ESCUDER O., GRECH G., HAFNER P., ROGEON G., SIBLET J.-P. & TOUROULT J. 2011. — *Trame verte et bleue – critères nationaux de cohérence – contribution au critère pour une cohérence interrégionale et transfrontalière*. Rapport MNHN-SPN, Paris, 148 p.
- SPOTSWOOD E., GROSSINGER R., HAGERTY S., BAZO M., MATTHEW B., BELLER E., GRENIER L. & ASKEVOLD R. 2019. — *Making Nature's city. A Science-Based Framework for Building Urban Biodiversity*. San Francisco Estuary Institute, San Francisco, 156 p.

- SUKOPP H. 1978. — Naturschutz in der Grossstadt. *Zeitschrift der Technischen Universität Berlin* 10: 4351.
- WERNER F.-A. & GALLO-ORSI U. 2016. — *Suivi de la biodiversité pour la gestion des ressources naturelles – manuel d'initiation*. GIZ, Eschborn, Bonn, 46 p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3141.8488/1>
- WU J. 2014. — Urban ecology and sustainability: the state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning* 125: 209-221. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018>
- ZUCCA M. & BERNARD J.-M. 2015. — *Guide de lecture du Schéma régional de cohérence écologique d'Île-de-France*. CRIF, Natureparif, DRIEE, Paris, 46 p.

*Soumis le 12 septembre 2022 ;
accepté le 18 juillet 2023 ;
publié le 13 novembre 2024.*

ANNEXE

ANNEXE 1. — Lexique.

Approche écosystémique: méthode d'analyse fonctionnant selon le principe des écosystèmes et de gestion d'un ensemble paysager dans lequel le sol, l'eau et les ressources vivantes sont intégrées pour favoriser la conservation et l'utilisation durable des ressources naturelles, respectant les interactions dans les écosystèmes dont l'être humain dépend. Principes de gestion de la biosphère définis par des lignes directrices de la CDB depuis 2004.

Approche *bottom-up*: (approche montante) analyse d'un problème depuis une vision locale pour comprendre les interactions possibles au niveau global.

Approche *top-down*: (approche descendante) analyse d'un problème depuis une vision globale pour comprendre les interactions possibles au niveau local.

Biodiversité: terme générique définissant aussi bien la diversité des espèces végétales et animales présentes sur un site, que leur biomasse et leur complexité d'organisation et d'interaction au sein d'une biocénose.

Biotope utile: ensemble minimum de micro-habitats pouvant héberger durablement un début de biocénose simple susceptible de se complexifier et de se renforcer en termes de développement d'écosystèmes transformés (artificiels).

Capital naturel Paysager (CNP) d'un site ou d'une région: valeur d'efficacité écologique d'un site obtenue par l'évaluation de plusieurs facteurs déterminants du potentiel écologique d'un site que sont la qualité, la capacité et les fonctionnalités mesurables par plusieurs indicateurs complémentaires.

Circularité d'un habitat: rapport existant entre la longueur du périmètre et sa surface, calculé selon la formule de calcul: $4\pi A/p^2$ dans laquelle A = aire et P = périmètre de l'habitat.

Contribution écologique d'un projet: importance d'une modification positive aux éléments constitutifs de la valeur écologique globale d'un projet.

Continuum d'habitats naturels: ensemble d'habitats homologues formant une continuité écologique, dont les éléments plus ou moins évolués ou transformés forment un espace de développement possible pour un ensemble d'espèces spécialisées.

Connectivité entre les zones protégées: le principe de la connectivité entre les réservoirs de biodiversité (zones susceptibles d'être protégées) a été adopté par le Conseil de l'Europe en 1998. Les corridors de liaison constituent la trame initiale de l'infrastructure écologique du paysage.

Corridor naturel: espace paysager reliant des zones réservoir de biodiversité. Le caractère naturel d'un corridor est attesté par la présence d'éléments d'habitats résiduels offrant des structures de refuge ou des ressources alimentaires partielles, mais pas une structuration spatiale suffisante pour créer des habitats permanents. Les cours d'eau constituent la majorité des corridors naturels dans un paysage transformé.

Diagramme de Kiviati: type de diagramme de présentation de résultats, appelé également radar en toile d'araignée, permettant de visualiser la synthèse des valeurs attribuées aux différents paramètres mesurables (items) d'un projet, tels que: le potentiel écologique, le taux de végétalisation, la gestion de l'eau, la gestion des déchets, l'importance des nuisances, la qualité des aménagements, etc. Il permet la comparaison de plusieurs projets mais ne constitue pas une évaluation de leur potentiel biotique.

District naturel: espace paysager regroupant un ensemble homogène d'habitats naturels qui se développe en fonction des conditions géologiques et climatiques d'une région indépendamment des activités humaines transformant le paysage.

Gradient de naturalité: possibilité de définir un certain niveau de développement des espaces naturels au sein des espaces verts à vocation ornementale en fonction des besoins de développement des écosystèmes.

Habitat naturel: espace non aménagé abritant une biocénose spontanée dont l'évolution est parfois contrôlée par un entretien humain.

Habitat subnaturel: espace aménagé par analogie avec un espace naturel spontané.

Habitat insulaire: habitat isolé, hors de son contexte écosystémique.

Habitat-relais: habitat inclus dans un corridor ou dans une zone écotonale pouvant servir de refuge temporaire aux propagules.

Infrastructure écologique: la transformation progressive des écosystèmes naturels suite aux activités d'exploitation, de surexploitation et finalement de transformation des paysages, génère une simplification des interactions physiques et biologiques conduisant à l'appauvrissement des biocénoses. L'infrastructure écologique constituée de réseaux organisés de zones réservoir, de zones d'extension et de corridors devient visible dans un premier temps, puis finit par disparaître du paysage.

Interactions des différents réseaux écologiques paysagers: les différents réseaux écologiques d'un paysage ne sont jamais indépendants. Ils peuvent former des ensembles complémentaires ou opposés en fonction des possibilités de dispersion des propagules spécialisées. Une forêt dense et homogène constitue un obstacle infranchissable pour les espèces de lisière et de prairie.

Métapopulation: ensemble de milieux connectés permettant le développement de populations d'espèces ayant des exigences écologiques analogues.

Paliers écosystémiques du paysage: tous les paysages évoluent en fonction de leur intensité d'exploitation ou de transformation structurelle. Dans l'analyse d'un paysage on distingue généralement les paysages intacts (non influencés par les activités

ANNEXE 1 . — Suite.

humaines), les paysages transformés (dont les structures écosystémiques s'amenuisent progressivement) et les paysages dés-structurés notamment de type urbain. En réalité il existe de nombreux paliers de dégradation de l'infrastructure écologique paysagère.

Performance écologique : niveau d'efficacité écologique d'un projet par rapport à son contenu biologique et son contexte environnemental. Cette notion constitue la base du capital naturel paysager.

Propagules : élément biologique de dissémination et de reproduction asexuée. Graines ou animaux en dispersion.

Réseau écologique paysager : ensemble d'éléments d'habitats organisés en réseaux structurés constitués de zones réservoir, de zone d'extension et de corridors. Ces réseaux sont organisés en continuums spécialisés qui se combinent ou s'excluent selon leurs affinités écologiques.

Secteur écologique : ensembles d'habitats naturels et transformés limités par des éléments de fragmentation du paysage créés par des obstacles naturels (montagnes, cours d'eau, ravins, etc.) et des infrastructures de circulation limitant fortement les échanges de propagules dans une région biogéographique.

Succession écologique des milieux : la composition et la structuration des habitats constituant chaque milieu évoluent constamment en fonction des paramètres biotiques (exploitation des ressources consommables) et abiotiques (incendies, inondations, éboulements). Les phases de succession des milieux restent cependant identiques.

Unité biotique : Unité exprimant le capital d'éléments de la biosphère pouvant se développer sur une surface étudiée. Abréviation : U Bios.

Vision anthropocentrée : approche basée essentiellement sur les besoins de l'homme.

Vision biocentrée : approche basée sur l'analyse des besoins de la biodiversité (y compris de l'homme).

Zone de puit démographique : espace collecteur d'espèces végétales et animales en dispersion mais dont la survie est aléatoire voire impossible.

Zone de cohérence écologique : entité spatiale d'analyse de planification d'un projet prenant en compte l'environnement écologique fonctionnel d'un projet. Le bilan écologique d'un site doit prendre obligatoirement en compte les flux d'échanges biologiques et les contraintes provenant de l'environnement du projet.